



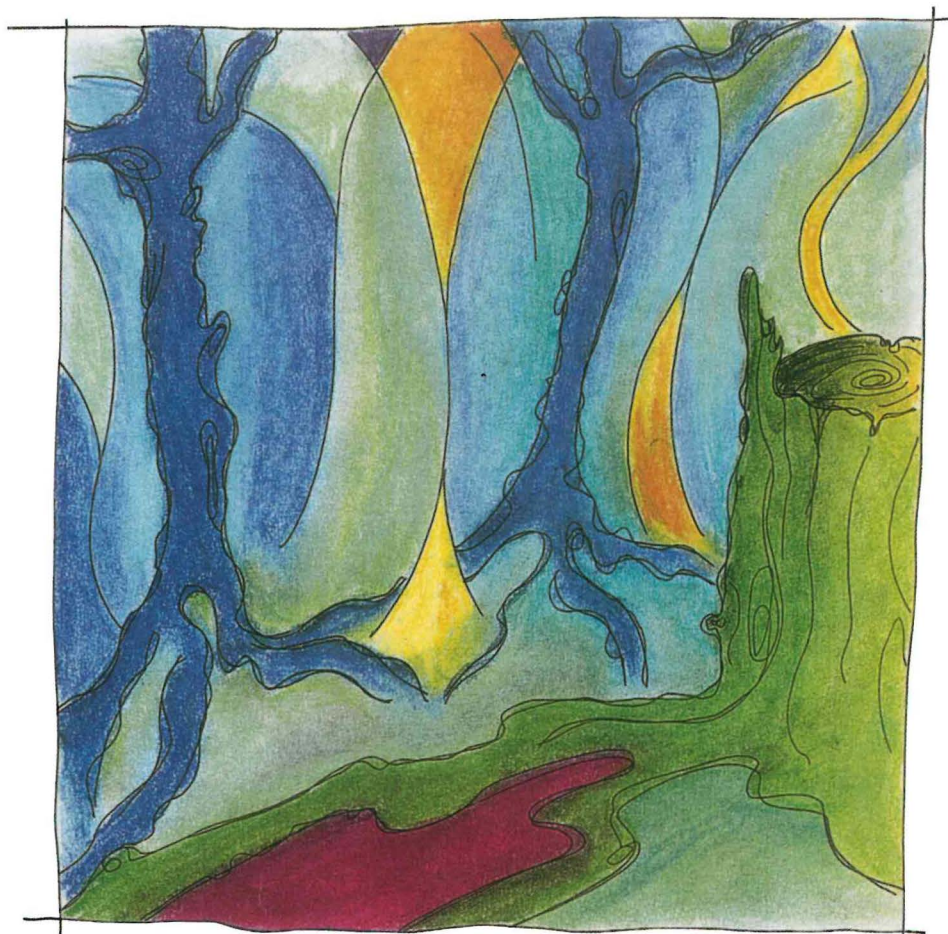
Norsk institutt for  
skogforskning  
Høgskolevn. 12  
N-1432 Ås  
Tlf. 64 94 90 00  
Fax. 64 94 29 80  
E-post; post@nisk.no

Oppdragsrapport nr. 5/98

## Nøkkelbiotoper i skog

En vurdering av nøkkelbiotoper som forvaltningstiltak for  
bevaring av biologisk mangfold i skog

Vegard Gundersen og Jørund Rolstad



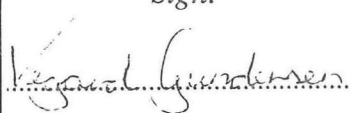
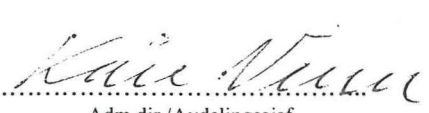




# OPPDRAGSRAPPORT fra Norsk institutt for skogforskning (NISK)

Høgskoleveien 12, 1432 Ås

Telefon 64 94 90 00 Telefax 64 94 29 80

<i>Tittel:</i> Nøkkelbiotoper i skog. En vurdering av nøkkelbiotoper som forvaltningstiltak for bevaring av biologisk mangfold i skog	<i>Serienr.:</i> OR 5/98	<i>Dato:</i> 05.10.98
	<i>Antall sider:</i> 61	<i>ISBN:</i> 82-7169-862-1
<i>Forfatter:</i> Vegard Gundersen & Jørund Rolstad		<i>Sign.</i> 
<i>Oppdragsgiver:</i> Norges forskningsråd/Levende skog	<i>Arkiv nr.</i> <i>kontrakt:</i> 95/00304 - 28.5.96	<i>Tilgjengelig:</i> Lukket: <input type="checkbox"/> Begrenset: <input checked="" type="checkbox"/> Åpen: <input type="checkbox"/>
<i>Sammendrag:</i> Se side 3.		
<i>Emneord</i> <i>Norsk:</i> Nøkkelbiotoper, biologisk mangfold, bevaringstiltak <i>Engelsk:</i>		
<i>Ansvarlig signatur</i>  Adm.dir./Avdelingssjef		



# **Nøkkelbiotoper i skog**

En vurdering av nøkkelbiotoper som forvaltningstiltak  
for bevaring av biologisk mangfold i skog

Vegard Gundersen og Jørund Rolstad

NISK



## Forord

Rapporten om «Nøkkelbiotoper i skog» ble til etter at Norsk institutt for skogforskning (NISK) fikk i oppdrag å gjennomføre prosjektet «Nøkkelbiotoper i Norge». Prosjektet har vært et brukerstyrt prosjekt finansiert av Norges Forskningsråd og Levende Skog. Berit Sannes, Levende Skog, har vært prosjektleder og forsker Jørund Rolstad har vært prosjektansvarlig ved NISK.

I denne rapporten diskuteres og oppsummeres kunnskapen om nøkkelbiotoper som et et forvaltningsverktøy for bevaring av biologisk mangfold i skog. Referansegruppas medlemmer har bidratt med viktig informasjon og kommentarer i løpet av hele prosjektperioden. Observatørene har gitt viktige innspill på de fire møtene som referansegruppa har hatt. Spesielt vil vi takke Ivar Gjerde og Rune Halvorsen Økland for verdifulle kommentarer av tidligere utgaver av manuset.

Prosjektet har hatt en faglig referansegruppe bestående av:

Egil Bendiksen, NINA, Oslo  
Oddvar Hanssen, NINA, Trondheim  
Rune Halvorsen Økland, UiO, Tøyen  
Yngvar Gauslaa, IBN, Norges Landbrukshøgskole, Ås

Observatører har vært:

Olav Veum, Levende Skog, Oslo  
Svein M. Søgne, Norges Skogeierforbund, Oslo  
Anne Sverdrup Thygeson, Norsk skogbruksforening (Norskog), Oslo  
Ivar Haugen, DN, Trondheim  
Øystein Røsåk, Siste Sjanse, Oslo

Følgende personer takkes for verdifulle innspill og kommentarer:

Leif Aarvik, NISK  
Terje Blindheim, Siste sjanse  
Tor Erik Brandrud, UiO  
Geir Gaarder, Miljøfaglig Utredning, Tingvoll  
Ivar Gjerde, NISK  
Rune Groven, NLH-IBN  
Lars Ove Hansen, Drammen  
Torstein Kvamme, NISK  
Erlend Rolstad, NISK  
Ken Olaf Storaunet, NISK  
Mikael Norén, Skogstyrrelsen

## Sammendrag

Det er et skogpolitisk mål at norsk skogbruk skal utøves på en slik måte at det biologiske mangfoldet bevares på sikt. Begrepet nøkkelbiotoper står idag sentralt i arbeidet med å identifisere og forvalte skog som man anser som viktig i denne sammenheng. På oppdrag fra Levende Skog har prosjektets målsetning vært å innhente kunnskap om nøkkelbiotoper i Norge slik at det blir tilgjengelig for praktisk skogbruk.

Nøkkelbiotoper er et nytt Skandinavisk begrep, utviklet i Sverige og senere tilpasset norske forhold. Nøkkelbiotoper representerer i praksis små og spredte biotoper som antas å ha større betydning for biologisk mangfold enn arealene omkring. Opprinnelig var begrepet knyttet til områder med rødlistearter, men er senere utvidet til også å omfatte sjeldne naturtyper. Det synes å herske usikkerhet om hva nøkkelbiotoper egentlig er. Denne usikkerheten har bl.a sammenheng med hvor vidt nøkkelbiotoper oppfattes som et biologisk fenomen, dvs. "hot-spots" med naturlig overhyppighet av sjeldne arter, eller om det er et forvaltningsbegrep som skal fange opp "restbiotoper" som er i ferd med å forsvinne. Det synes å være svak vitenskapelig dokumentasjon på at sjeldne arter naturlig opptrer klumpvis (hot spots). På den annen side er det bred enighet om at mange naturtyper er i ferd med å bli svært sjeldne, og lokalt har forsvunnet i områder med intensivt skogbruk. I slike kulturskog-områder vil det derfor være lett å indentifisere eventuelle restbiotoper med naturskog-preg. På denne bakgrunn har prosjektet definert nøkkelbiotop som *et avgrenset forvaltningsområde som opprettes for å bevare eller nyskape verdifulle biotoper som ikke ivaretas ved dagens skogbruk.*

Graden av overlapp i lokal utbredelse av organismer har stor betydning for hvor effektivt nøkkelbiotoper vil være for bevaring av biologisk mangfold. Dersom sjeldne arter, over et bredt spekter av artsgrupper, har stor romlig overlapp i forekomst (hot-spots), bør bevaring av nøkkelbiotoper stå sentralt i en langsiktig forvaltning av biologisk mangfold (forutsatt at størrelsen og spredningsmulighetene mellom dem er tilstrekkelig). Hvis så ikke er tilfelle, eller hvis graden av romlig overlapp er liten, kan en forvaltningsstrategi med tyngdepunkt i stedstilpassede tiltak generelt i skoglandskapet være et bedre valg (forutsatt at organismene tåler hogstinngrepene). Viktig i denne sammenheng er på hvilken romlig skala overlapp i forekomst finner sted. Dagens dokumenterte hot-spots (ti-talls kvadratkilometer og større) ligger på et skala-nivå som langt overgår areal-omfanget av nøkkelbiotoper.

Rapporten diskuterer nøkkelbiotoper i et langsiktig tidsperspektiv ("kontinuitet"), vurderer bruken av ulike "indikatorer", og sammenfatter i hvilken grad rødlistearter fanges opp gjennom en slik forvaltnings-strategi. Tilsammen 15 nøkkelbiotoper deles inn i 3 kategorier; *Restbiotoper i skog* omfatter (1) *brann-biotoper*, (2) *gammel lauvskog*, (3) *fleraldret gammel granskog*, (4) *fleraldret gammel furuskog* og (5) *fleraldret gammel edellauvskog*. *Stedsbetingede biotoper* omfatter (6) *kalkområder*, (7) *vassdrag*, (8) *rikmyr*, (9) *bergvegg*, (10) *flommark*, (11) *ravine*, (12) *bekkekløft* og (13) *rasmark*. *Restbiotoper utenfor skog* omfatter (14) *hagemarkskog*, og (15) *naturbeite*. Det gis kortfattede beskrivelser av viktige økologiske prosesser, skogstrukturer og tilhørende rødlistearter. Totalt er 262 rødlistearter vurdert å være truet av skogbruk. Av disse har 119 arter biotopkrav som knytter de opp til en eller flere av nøkkelbiotopene. Dette utgjør 7% av de skogslevende rødlisteartene.

# Innhold

INNLEDNING.....	5
HVA ER EN NØKKELBIOTOP.....	6
Begrepets opprinnelse.....	6
Definisjoner.....	7
Prosjekter i Sverige.....	9
Prosjekter i Norge.....	12
Romlig skala og landskapsøkologi.....	13
Økologiske prosesser og forstyrrelses-regimer.....	15
Rødlistearter.....	17
Skogshistorie og kontinuitet.....	19
Indikatorer.....	23
Konklusjon.....	26
NØKKELBIOTOPER I NORSK SKOGFORVALTNING.....	28
Restbiotoper i skog.....	29
Brann-biotoper.....	29
Gammel lauvskog.....	30
Fleraldret gammel granskog.....	31
Fleraldret gammel furuskog.....	33
Fleraldret gammel edellauvskog.....	35
Stedsbetingete biotoper.....	35
Kalkområder.....	35
Vassdrag.....	36
Rikmyr.....	37
Bergvegg.....	38
Flommark.....	38
Ravine.....	38
Bekkekløft.....	39
Rasmark.....	39
Restbiotoper utenfor skog.....	40
Hagemarkskog.....	40
Naturbeite.....	40
LITTERATUR.....	42
VEDLEGG.....	49



## Innledning

Det er et skogpolitisk mål at norsk skogbruk skal utøves på en slik måte at det biologiske mangfoldet bevares på sikt. Nøkkelbiotoper er ment å være et forvaltningsverktøy for å kunne identifisere og forvalte skog som man anser viktige i denne sammenheng. Det synes imidlertid å herske en viss usikkerhet om hva en nøkkelbiotop egentlig er (Høiland 1996). Ødeleggelse av biotoper fører i vår tid til at en rekke arters leveområder splittes opp og i større og mindre grad blir isolert. Det er imidlertid vanskelig å kunne vurdere de konkrete konsekvensene av endringer i sammensetning av ulike biotopyper i skoglandskapet, som for eksempel når større områder med relativt ensartet biotop-type splittes opp i mindre enheter. Slike fragmenterte landskap vil kunne resultere i små isolerte populasjoner som trues av utdøing. Disse små populasjonene påvirkes av tilfeldige demografiske hendelser, genetisk utarming, eller tilfeldige endringer av lokale økologiske betingelser. Setter vi denne problemstillingen inn i en bestemt skala, la oss si et skoglandskap på 100 km<sup>2</sup>, kan nøkkelbiotoper tenkes å være et forvaltningsverktøy som vil motvirke disse negative effektene.

Med barskogverneplanen har det blitt økt fokus på urørte skogøkosystemer. Opprettelse av barskogreservater bygger på en bred samling av argumenter; bevaring av genetisk variasjon, bevaring av truede arter, referanseområde for forskning og undervisning, friluftsliv, områdets egenverdi og naturarv. Er nøkkelbiotoper et nytt navn på små naturreservater - restbiotoper med små populasjoner av truede arter?

Visse biotoper kan tenkes å ha en viktig funksjon med hensyn på biologisk mangfold i skoglandskapet, ved at de for eksempel er svært artsrike eller inneholder et spesielt artsmangfold av sjeldne arter. Det kan tenkes at biotopen er en knapphetsressurs i skoglandskapet, at biotopen inneholder spesielle økologiske forhold, eller at biotopen har innslag av økologiske elementer fra mange naturtyper. Er nøkkelbiotoper et økologisk fenomen - «hot spots» - der det fra naturens side finnes mange sjeldne arter?

Prosjektets hovedmål har vært: *Å bearbeide eksisterende kunnskap om nøkkelbiotoper i Norge slik at den blir tilgjengelig for praktisk skogbruk.* Rapporten er delt i to hovedavsnitt basert på følgende delmål: (1) *Å gi en oversikt og diskutere hva en nøkkelbiotop er.* (2) *Å beskrive de viktigste nøkkelbiotopene, hva som kjennetegner dem, hvordan vi kan prioritere mellom områder, og hvordan de kan bevares og nydannes.* Nøkkelbiotopene i seg selv er ikke målet, men et middel til å nå målet om bevaring av biologisk mangfold. Det viktige spørsmålet blir da om nøkkelbiotopene inneholder de ønskete komponenter av biologisk mangfold. Biologisk mangfold er definert som mangfoldet av arter, gener, og økosystemer (biotoper). Det er i praksis ofte slik at biologisk mangfold er ensbetydende med mangfoldet av arter, og da først og fremst de sjeldne og truede artene. I stedet for en enkelt-art forvaltning kan forvaltningen fokusere på høyere organisasjonsnivåer som forvaltning av biotoper. Mangel på biotoper er en viktig årsak til at mange arter er i tilbakegang (kritisk faktor), og ideen med biotop-forvaltningen er å gjenskape eller bevare biotoper som har gått tilbake med bestandsskogbruket. En slik forenkling krever imidlertid at de truede artene bevares på en særskilt måte, gjennom at lokalitetene med populasjoner av truede arter bevares (Gundersen & Rolstad i trykk). Denne rapporten retter fokus på viktige egenskaper ved biotop-typer som er i tilbakegang, og hvordan disse nøkkelbiotopene skal identifiseres og forvaltes. En vurdering av nøkkelbiotopenes størrelse, andel og avstand i skoglandskapet, ligger utenfor prosjektets mandat.

# Hva er en nøkkelbiotop?

## *Begrepets opprinnelse*

Paine (1966, 1969) studerte marine økosystemer og kom fram til at noen arter hadde en svært viktig funksjon for andre arters eksistens. Han kalte disse artene for «keystone-species» eller nøkkelarter, med assosiasjon til nøkkelsteinen (den siste som legges på plass) i gamle steinbruer. Noss (1990) bruker begrepet «key habitats» med henvisning til Landres et al. (1988) sine konklusjoner rundt indikatorer for viktige biotoper. «Key-habitats» er brukt i en del sammenhenger om spesielt viktige områder for artenes økologi, f.eks. i sammenheng med mye brukte vinterbeiteområder for storfugl (Gjerde & Wegge 1990). Det skandinaviske nøkkelbiotop-begrepet dukket først opp i Sverige, opprinnelig brukt i flaggermus-forskning (Norén pers. medd.). Senere er begrepet utvidet og overført til å gjelde verdifulle biotoper for biologisk mangfold i skoglandskapet, satt i system gjennom et svensk nasjonalt registreringsprosjekt – «Nyckelbiotop-prosjektet» (Nitare & Norén 1992). DeMaynadier og Hunter (1997) introduserer begrepet «keystone ecosystems» om biotoper som har større betydning for landskapets struktur og funksjon enn hva arealandelen i landskapet utgjør. «Keystone ecosystems» har her to hovedfunksjoner: (1) å opprettholde naturlige økologiske prosesser, og (2) å opprettholde ressurser som det er knapphet på.

Det faglige grunnlaget for nøkkelbiotop-prosjektet i Sverige er i stor grad hentet fra kunnskapen om artene på den svenske rødlista, i første rekke karplanter, moser, lav og sopp (Aronsson 1995). I tillegg inngår elementer fra landskapsøkologi og skogshistoriske studier. Det eksisterer ingen kvalitative (biototyper, nøkkelelementer eller arter) eller kvantitative (størrelse, arealandel, antall rødlistearter osv.) begrensninger på hva som menes med en nøkkelbiotop. Arealkrevende arter som fugler og en del insekter vil imidlertid ikke kunne fanges opp i inventeringen. Nøkkelbiotopene kan i Sverige grovt deles inn i biotoper som er verdifulle på grunn av fravær av forstyrrelse (kalt kontinuitetmiljøer), tilstedeværelse av forstyrrelse (kalt hevd- og suksjesjonsmiljøer), eller sjeldne lokale økologiske egenskaper (geologi, jordart, fuktighet osv.). Både skogstrukturer (aldersfordeling, sjiktning, død ved, gamle trær, styving osv.), historiske kilder, tematiske kart og signalarter benyttes i nøkkelbiotop-registreringen (Nitare & Norén 1992).

Idéen om en metode for å finne verdifulle skogsmiljøer for sjeldne arter har sin opprinnelse i Storbritannia (Peterken 1974, Rose 1976). Prinsippene er senere overført til Sverige (Andersson & Appelquist 1987, Karström 1992a) og Norge (Siste sjanse 1993, Bredesen et al. 1993, 1994, Gauslaa 1994). Utgangspunktet for metoden er å identifisere skogslokaliteter med en historie preget av moderate hogstinngrep ved hjelp av karplanter (Peterken 1974), lav (Rose 1976), moser (Hallingbäck 1991), sopp (Hermansson et al. 1990) og biller (Nilsson et al. 1995).

I løpet av 1980-tallet var det en økende interesse for biologisk mangfold, og det ble utgitt fauna- og flora-bøker i Skandinavia som fikk stor oppmerksomhet i skogbruket (f.eks. Ehnström & Waldén 1986, Ingelög et al. 1984). Det ble også satt i gang landsdekkende informasjonskampanjer og kurs som «Rikare skog», senere overført til «Rikere skog» i Norge (Rikere Skog 1991). Utviklingen av nøkkelbiotop-begrepet må sees som en forlengelse av dette, der teori i større grad omsettes til praksis. Ideelle organisasjoner som «Steget före» i Sverige (Karström 1992a) og «Siste sjanse» i Norge (Siste sjanse 1993) har hatt stor innflytelse på den videre utviklingen av nøkkelbiotop-begrepet (se Karström 1992 a, b, Olsen 1993, Siste sjanse 1993, Haugset et al. 1996).



## Definisjoner

Ordet «nøkkelbiotop» er bygd opp av 3 deler; «nøkkel», «bio» og «top». Top (eng. tope) betyr sted, bio er forkortelse for biologisk, og nøkkel brukes i denne sammenhengen som et symbol på noe viktig. På denne måten kan vi oversette nøkkelbiotop med et *viktig biologisk sted*. I amerikansk økologi brukes gjerne begrepet habitat, som betyr levestedet til en art. I europeisk og nordisk språkbruk er begrepet biotop brukt tilnærmet synonymt med habitat. Strengt tatt betyr biotop levestedet til et økologisk samfunn av planter og dyr, mens habitat er et mer snevert begrep som beskriver levestedet til en art (Forman 1995). Vi kan si at en gransumpskog er en viktig viltbiotop, mens den samme gransumpskogen er et viktig habitat for storfuglkull. Fordi habitat er et relativt ukjent begrep har vi her brukt biotop både om levestedet til en art og levestedet til et biologisk samfunn (en samling av planter og dyr).

En nøkkelbiotop er altså et viktig biologisk sted, eller sagt på en annen måte, et sted som er viktig for biologisk mangfold. Vi kan tenke oss flere varianter av slike biotoper. (1) Biotopen kan fra naturens side være en «hot-spot» med stor konsentrasjon av arter og en overhyppighet av sjeldne arter. Bekkekløfter, rasmarker og kalkområder kan være eksempler på slike biotoper. (2) Biotopen kan være en restbiotop med små isolerte populasjoner av arter som er truet av f.eks. skogbruk. En gammel gransumpskog som står igjen på en stor hogstflate kan være ett eksempel. (3) Til slutt kan vi tenke oss at et område kan bli en viktig biotop i framtiden, enten gjennom fri suksesjon, eller ved at vi skjøtter biotopen på en spesiell måte. Vi restaurerer biotopen mot en ønsket tilstand i framtiden. I det følgende går vi gjennom det faglige fundamentet for nøkkelbiotoper og noen beslektede begreper.

Nøkkelbiotop-prosjektet i Sverige baseres på kunnskap om artene på den nasjonale rødlista. I Sverige er all kunnskap om rødlisteartene samlet i en sentral databank - Artdatabanken. Artdatabanken ajourfører rødlistearters forekomst og økologi, og denne kunnskap kan raskt overføres til praktisk forvaltning. Det svenske nøkkelbiotop-prosjektet benytter følgende definisjon av nøkkelbiotop (Wallin & Norén 1994, 1995):

*Med nøkkelbiotop menes skogområder der man finner eller sterkt forventer å finne direkte truete, sårbare, sjeldne eller hensynskrevende arter - rødlistearter.*

Nøkkelbiotop-prosjektet i Sverige er svært opptatt av artene, og videre de sjeldne og truete artene. I forhold til definisjonen på biologisk mangfold (gen, art, biotop) ekskluderes mangfold av biotoper som et viktig kriterium i denne definisjonen på nøkkelbiotop. Man trenger ikke nødvendigvis identifisere rødlistearter i biotopen, men de må kunne forventes å være der. Selve registreringen tar utgangspunkt i skogstrukturer, mens rødlistearter og signalarter brukes som tilleggsinformasjon. Biotopene som registreres i det svenske prosjektet kan i hovedsak betraktes som restbiotoper i skoglandskapet. Det er registrert en overvekt av gamle skogsmiljøer, mens forstyrrelsesbiotoper og stedsbetingete biotoper i mindre grad er fanget opp av registreringene. De registrerte nøkkelbiotopene kan dermed være noe ekskluderende ovenfor annet biologisk mangfold, som mangfoldet av naturtyper og artsrike biotoper. I tillegg har man i en del skoglandskap endt opp med enn rekke biotoper som er relativt ensartete med hensyn på skogstrukturer og artsinventar. Generelt er nøkkelbiotop-registreringene i Sverige basert på et bredt spekter av økologiske parametre, selv om definisjonen av nøkkelbiotop gir inntrykk av at rødlisteartene er viktigst. I mange tilfeller er det en sammenheng mellom forekomst av rødlistearter og biotopens sårbarhet. Denne sammenhengen danner basisen for definisjon av nøkkelbiotop i en svensk rapport om nøkkelbiotoper i fjellskogen (Cederberg et al. 1993):

*Nøkkelbiotop er sårbare biotoper med høye naturverdier, i sin karakter eller en spesiell biotophistorikk at det forekommer eller forventes å forekomme rødlistearter.*



Hågvar (1993) introduserte nøkkelbiotop-begrepet i Norge, uten å definere begrepet, men med henvisning til det svenske nøkkelbiotop-prosjektet. Senere har Hågvar (1994) presentert nøkkelbiotoper for bruk i kommunene. Nøkkelbiotop-begrepet har her en vid betydning, og omfatter områder med naturverdier, enten det er mangfoldet av arter eller naturtyper, i skog eller utenfor skog. Det gis en beskrivelse av hvordan områdene kan identifiseres, prioriteres og sikres. Hågvar (1994) bruker i tillegg biotopers sårbarhet som et viktig argument for opprettelse av nøkkelbiotop.

Norsk skogbruksforening (Norskog) utarbeidet en informasjonsbrosjyre om nøkkelbiotoper (Aasaaren & Sverdrup-Thygeson 1994) basert på en tilsvarende brosjyre fra nøkkelbiotop-prosjektet i Sverige (Karlsson et al. 1993). Hensikten med brosjyren var å rette søkelyset mot en del biotoper i skoglandskapet som antas å være viktig for bevaring av biologisk mangfold. Nøkkelbiotoper har i Norskog's brosjyre følgende definisjon:

*Biotop der det forekommer en spesiell naturtilstand eller naturtype som kan forventes å være av stor betydning for artsmangfoldet. Begrepet er knyttet opp mot biotopens / lokalitetens funksjon som et element i et større skoglandskap.*

Denne definisjonen tar utgangspunkt i biologisk mangfold på høyere organisasjonsnivåer, som økosystemer, f.eks. mangfoldet av skogtyper og variasjonen i artsammensetningen mellom skogtypene. I følge denne definisjonen er en nøkkelbiotop karakterisert som skogtyper med en spesiell del av mangfoldet som truede og sjeldne arter, eller spesielt artsrike biotoper, eller produktive biotoper. I tillegg kan enkelte biotoper inneholde arter med avvikende krav til voksested, uten at artene nødvendigvis er rødlistet eller forekommer i artsrike skogsmiljøer. Disse artene kan være viktige for det totale artsmangfoldet på en større skala. Nye begreper som «keystone-ecosystems» har det samme utgangspunktet (deMaynadier & Hunter 1997). Dette bygger på at visse biotoper har større betydning for landskapets struktur og funksjon enn hva arealandelen i landskapet tilsier. DeMaynadier & Hunter (1997) sier videre at biotopene har to funksjoner, enten for å opprettholde en prosess eller å ivareta ressurser som det er knapphet på. Ideen bak Norskog's definisjon er at nøkkelbiotopene skal kunne fungere som byggesteiner i landskapsplanleggingen. Nøkkelbiotopene har nettopp fått denne rollen i flere landskapsøkologiske planleggingsmodeller i Sverige. Det er imidlertid sparsomt med kunnskaper som kan bekrefte nøkkelbiotopenes eventuelle økologiske funksjon i skoglandskapet. Et eksempel kan være kantsoner mot vassdrag som bidrar til å bremse avrenningen av næringsstoffer. Videre er det også sparsomt med dokumentasjon på at artsrike biotoper er mer funksjonelle enn artsfattige biotoper, selv om det generelt vil være slik at artsrike biotoper ofte har mange viktige økologiske funksjoner. Tanken bak nøkkelbiotoper som «funksjonelle byggesteiner» i en landskapsplanlegging er interessant, men foreløpig av begrenset nytte i praktisk forvaltning.

*Siste sjanse* har også utarbeidet en definisjon:

*Nøkkelbiotoper er områder som er særlig viktige for bevaring av det biologisk mangfoldet fordi de inneholder naturtyper, nøkkelelementer eller arter som er sjeldne i landskapet.*

Nøkkelbiotoper kan i følge denne definisjonen utskilles på grunnlag av skogtyper, såvel som nøkkelelementer og arter. Denne definisjonen tar verken utgangspunkt i biotopens sårbarhet (Cederberg et al. 1993), rødlistearter (Nitare & Norén 1992), eller biotopen som økologisk funksjon i skoglandskapet (Aasaaren & Sverdrup-Thygeson 1994). Derimot er sjeldenhet i seg selv det viktigste kriteriet for å opprette nøkkelbiotoper. I mange tilfeller vil det være en sammenheng med rødlistearter og sjeldne arter, og hele 65% av 1619 skoglevende rødlistearter i Norge har mindre enn ti funnsteder (Gundersen & Rolstad, i trykk). Sjeldenhetsprinsippet kan således være uheldig å bruke fordi det ikke nødvendigvis er noen sammenheng mellom sjeldenhet og sårbarhet. Biotopene kan være naturlig sjeldne eller menneskets virksomhet kan ha gjort dem sjeldne. Naturlig sjeldne biotoper kan ofte inneholde sjeldne økologiske egenskaper, men biotopene kan ha stor toleranse for skoglige inngrep. Soleksponerte kalkberg kan være et eksempel på dette. Med de store strukturendringene som skjer med bestandsskogbruket vil det være viktigere å fokusere på biotoper som er i tilbakegang.



Brannbiotoper og lauvsuksesjoner kan være eksempler på restbiotoper. Ved å fokusere på de bakenforliggende prosessene som er årsaken til at restbiotopene har blitt sjeldnere, vil det være mulig å predikere hvorfor arter knyttet til denne biotopen også har gått tilbake. Det er derfor de artene som er knyttet til restbiotopene som kan regnes for sårbare arter i dag. Vi kan tenke oss situasjoner der et skoglandskap fullstendig mangler en biotoptype, som opplagt har forekommet der tidligere. Det vil her være snakk om restaurering av denne biotoptypen. Disse biotopene er altså ikke sjeldne, men fraværende. Til slutt vil *Siste sjanses* definisjonen skape problemer med situasjoner der en naturtype som er nasjonalt sjelden er lokalt vanlig. Sjeldenhet er et begrep som i sterk grad er avhengig av skala.

En måte å se nøkkelbiotoper på er som et supplement til nasjonale verneplaner. Det kan derfor være nyttig å se litt nærmere på de definisjoner og kriterier som er benyttet for å opprette barskogreservater. Naturreservater etter naturvernlovens §8 er det juridiske fundamentet for barskogvern. Barskogverneplanen baserer seg på et bredt spekter av kriterier og verdier, og er forutsatt bygget opp som et nettverk med typeområder, spesialområder og supplementsområder (DN 1988, DN 1989). Typeområdene er selve grunnlaget i nettverket, spesialområdene skal fange opp sjeldne eller truede elementer, og supplementsområdene skal supplere typeområdene. Barskogvernutvalgets (DN 1988) innstilling om forslag til retningslinjer for barskogvern sier «bortsett fra i noen få land, som USA, Canada og Sovjetunionen, er det urealistisk å bevare hele økosystem av barskog. Det er derfor viktig å ha mening om hva man reelt sett bevarer i mindre verneområder». Barskogvernutvalget har beskrevet følgende vernemotiver: 1) Genbank for trær, 2) referanseområder for forskning og overvåking, 3) økologiske laboratorier for forskning og undervisning, 4) bevaring av truede og sårbare plante- og dyrearter, 5) friluftsliv og naturopplevelse, 6) naturarv, og 7) egenverdi. Punkt 1, 2 og 3 er argumenter som må sies å ha større gyldighet i store sammenhengende skogområder, enn de små arealene som nøkkelbiotopene representerer. Punkt 4 er det argumentet som i dag er sterkest knyttet opp mot nøkkelbiotoper. Punkt 5 er urelevant slik nøkkelbiotopene er definert i dag. Punkt 6 må forstås på lik linje med kulturminner, og punkt 7 ligger på det filosofiske plan. En annen inndeling av landskapet er presentert hos Bruun (1987) og omfatter kriteriene urørthet, representativitet, mangfoldighet, sjeldenhet, friluftsliv og undervisning, samt forskning og overvåking. Det er vanlig å legge til sårbarhet i denne klassifikasjonen (Hågvar 1993, 1994). Alle disse kriteriene er benyttet i barskogverneplanen, selv om de er gitt ulik vektlegging ved registreringen og den senere proriteringen. Det kan konkluderes med at nøkkelbiotoper vil kunne oppfattes som et supplement til eksisterende verneområdene først og fremst gjennom bevaring av truede arter og biotoper.

Det er mange uavklarte spørsmål forbundet med hvilken økologisk rolle nøkkelbiotoper kan inneha, og dette har gitt seg utslag i et mangfold av definisjoner. Presentasjonen viser at det er en del svakheter forbundet med gjeldende definisjoner av nøkkelbiotoper. En definisjon basert på rødlistearter er ekskluderende ovenfor annet mangfold. En definisjon som inkluderer landskapsøkologiske målsettinger er vanskelig å anvende på grunn av mangelfulle kunnskaper om biotopen som en funksjonell økologisk enhet i skoglandskapet. En definisjon basert på sjeldne biotoper og arter kan være problematisk på grunn av uklar sammenheng mellom sjeldenhet og sårbarhet, og sjeldenhet er i sterk grad skala-avhengig. Bak i rapporten presenterer vi et forslag til en mer praktisk rettet definisjon av nøkkelbiotoper (se konklusjon).

## ***Prosjekter i Sverige***

I det følgende gir vi en kort oversikt over nøkkelbiotop-prosjekter i Sverige og Norge. Oversikten er ikke fullstendig, men ment å belyse anvendelsen av nøkkelbiotoper i skogbruket. I 1990 fikk Skogsstyrelsen i oppdrag av den svenske regjeringen å starte forsøksvirksomhet for å registrere skogsmiljøer for sjeldne planter og dyr. Etter to års forsøksvirksomhet ble det, gjennom de lokale skogsvårdstyrelsene, satt i gang en systematisk kartlegging av biotoper som fikk betegnelsen nøkkelbiotoper. Nøkkelbiotop-registreringene skal omfatte hele småskogbruket innen 1997, mens storskogbruket selv skal foreta registreringer innen 2003. Mandatet fra regjeringen er å finne



lokaliteter i skoglandskapet med avvikende skogsmiljøer, og det er en ren biotop-kartlegging der funn av arter kun inngår som tilleggsinformasjon. Nøkkelbiotop-registreringene utføres av ca. 120 spesialutdannede personer ved skogsvårdsstyrelsen. Utdanningen og opplæringen i registreringsmetodikken er en svært viktig del av prosjektet og bidrar til å høyne kunnskapsnivået i skogforvaltningen (Andersson & Danielson 1997).

Nøkkelbiotop-prosjektet er den største naturregistreringen som hittil er foretatt i Sverige. Et annet prosjekt - Sumpskoginventeringen - registrerer sumpskog via infrarøde flybilder. Etter at målsettingene om skogproduksjon og bevaring av biologisk mangfold ble likestilt i svensk skogpolitikk, er resultatene fra nøkkelbiotopregistreringene blitt et viktig verktøy for å bevisstgjøre dette ansvaret for den enkelte skogeier. Skjema og avgrensning av nøkkelbiotoper finnes lokalt hos Skogsvårdsstyrelsen, og alt datamaterialet legges i en sentral database hos Skogsstyrelsen. Datamaterialet kan benyttes til informasjon og rådgivning lokalt, men også for strategiske beslutninger for hele landet (Wallin & Norén 1994, 1995).

Småskogbruket i Sverige tilsvarer 11.7 mill. ha av total produktiv skogsmark på 22.7 mill. ha. I nøkkelbiotopregistreringen oppsøkes ca. 5% av dette skogarealet, og arealandel med nøkkelbiotoper er ca. 0.8% på landsbasis. Det er imidlertid store regionale variasjoner mellom 0.2-2.0%. Det er også store regionale variasjoner i antall og størrelse, med større og færre nøkkelbiotoper i nord enn i syd. Det finnes ingen arealbegrensninger på en nøkkelbiotop, og de kan være alt fra et enslig gammelt tre i Sør-Sverige til skogområder større enn 100 ha i Nord-Sverige. Størrelsen på enkeltbiotoper ligger i gjennomsnitt på 2.5 ha. Det er ingen overordnet strategi som tilsier at nøkkelbiotopene automatisk skal fredes. Mange nøkkelbiotoper må skjøttes for å opprettholde verneverdiene over tid. Områder med naturverdier, men som ikke tilfredstiller kriteriene for nøkkelbiotoper, kan få betegnelsen «områder med store naturverdier».

Det svenske nøkkelbiotop-prosjektets viktigste oppgave er å vise skogeieren verdifulle skogsmiljøer for biologisk mangfold. Forvalteransvaret for registrerte nøkkelbiotoper er lagt til skogeier, og baseres i stor grad på frivillighet. Landskapsøkologiske planleggingsmodeller i Sverige har understreket viktigheten av å inkludere skogeiere i planleggingen, for at man skal lykkes med det langsiktige resultatet (Sandberg 1995). De økonomiske konsekvensene av bevaring av nøkkelbiotopene kan være betydelige for skogeierne, fordi det kan være vanskelig å få solgt tømmeret fra et område som er definert som en nøkkelbiotop. Det er helt avgjørende for resultatet av nøkkelbiotop-registreringene i Sverige at skogeierne ser nødvendigheten av å bevare nøkkelbiotopene. Skogpolitikken i Sverige er i stor grad basert på informative virkemidler gjennom rådgivning og opplæring, som forhåpentligvis vil føre til holdningsendringer hos skogeiere og andre skogforvalterne over tid. Juridiske virkemidler for bevaring av biologisk mangfold er definert gjennom §30 i Skogsvårdslagen som gjelder naturvern hensyn (frivillig), §21 i Naturvårdslagen som gjelder biotopbeskyttelse (med rett til erstatning), og §7 i Naturvårdslagen som gjelder opprettelse av naturreservat (pålagt erstatning). I tillegg benyttes i spesielle tilfeller «naturvårdavtaler» som innebærer frivillig leie av skog i de fleste tilfeller i en 50 års periode. Økonomiske virkemidler er pr. dags dato begrenset til tilskudd for spesielle skjøtselstiltak som f.eks. brenning av skog, og for vern av et begrenset antall spesielt viktige nøkkelbiotoper.

Särnaprosjektet (Bratt et al. 1993) i Dalerne er pionerarbeidet i landskapsplanleggingen i Sverige. Det ble innledet da AssiDomän i 1992 inviterte biologer til samarbeid gjennom Särnaprosjektet. Planleggingsmodellen tar utgangspunkt i å etterligne dynamikk og struktur i urskoglandskapet. Det er derfor særlig fokusert på biotoper som i liten grad er påvirket av brann og hogst, og disse biotopene er knyttet sammen med et nettverk av korridorer. I utvalgte skogområder som historisk er sterkt påvirket av brann ble det foreslått skjøtselstiltak som brenning av stående skog. Av totalt 37 000 ha utgjorde nøkkelbiotoper og korridorer 15% av arealet. I tillegg ble det registrert en rekke andre naturverdier som det skal ta hensyn til i den daglige driften. Denne planleggingsmodellen er i senere tid blitt svært populær, og den er innarbeidet i praktisk landskapsplanlegging i Sverige og Norge.



*ASIO-modellen* (Angelstam et al. 1993, Rülcker et al. 1994, Angelstam 1997) har bygd videre på idéene som har fremkommet gjennom Särnaprosjektet. Også denne modellen søker å etterligne de strukturene som fantes i det opprinnelige skoglandskapet. Modellen bygger på at brann har vært den viktigste økologiske faktoren som har formet skoglandskapetets mønster og sammensetning av biotoper. Videre predikerer man at brann har forskjellig intensitet og tidsintervall på forskjellige skogtyper, avhengig av lokale og regionale brannrelaterte faktorer. Skogarealene inndeles i forskjellige brannfrekvensklasser. De 4 brannfrekvens-klassene er *Aldri* (A-mark), *Sjelden* (S-mark), *Iblant* (I-mark) og *Ofte* (O-mark). Generelt gir modellen følgende råd for skogskjøtsel: A-mark skal unndras fra hogst og undergå en fri utvikling, eller behandles med svært forsiktige inngrep. S-mark behandles med ulike former av lukkede hogster. I- og O-mark behandles med ulike former av åpne hogster. Dette betyr at den forvaltningen som skjer på liten skala - innen de enkelte brannfrekvensklassene - skal være bestemmende for hvordan skogbilde ser ut i stor skala. I praktisk skogforvaltning er denne modellen intuitivt lett å akseptere, fordi forvaltningen er lagt til et skala-nivå som sammenfaller med tradisjonell skogskjøtsel innen skogbestand. Derfor har modellen fått stor popularitet, og er benyttet i mange skogområder i Sverige (Gustavsson 1993, Carlsson & Lämås 1994, Sundmark 1994). Sterkt forenkla modeller er alltid utsatt for stor kritikk, fordi naturens uforutsigbarhet og kompleksitet reduseres til en forutsigbar og enkel modell. Verdien i slike forenkla modeller ligger i muligheten til på en enkel måte å inkludere skogeiere i planleggingen gjennom tilpasset skogskjøtsel innen det enkelte bestand. Legg i denne sammenhengen merke til forskjellen mellom planlegging i et landskapsperspektiv og planlegging av landskapet. Planlegging i et landskapsperspektiv (som ASIO-modellen) tar utgangspunkt i forvaltning innen det enkelte skogbestand. Planlegging av landskapet er overordnet planlegging av større områder uavhengig av det enkelte skogbestand. Det har vist seg mange ganger at hvis en ikke inkluderer skogeierne i beslutningsprosessen, vil man kunne mislyktes i den praktiske gjennomføringen av en landskapsplan. Derfor vil en landskapsmodell som tar utgangspunkt i det enkelte bestand og skogeiendom, ha størst mulighet for å bli fulgt opp i praksis. Forklaringen på at ASIO-modellen er anvendt i begrenset grad i Norge, skyldes at det fortsatt er lite kunnskap om brannens betydning i store deler av Norge. Det kan imidlertid tenkes at koseptet utvides til å omfatte andre påvirkningsregimer og skjøtselstiltak (som vi senere skal se i Grøna Plan).

*Kjerneområde-modellen* til Stora Skog (Pettersson 1993) bygger på at det innen et landskap finnes visse større områder - nøkkelbiotoper - eller andre skogsmiljøer som kan være viktig for biologisk mangfold. Disse kjerneområdene er sammenbindingspunkter i et nettverk, der korridorer med gammel skog skapes mellom kjerneområdene (det er ofte ungskog der i dag). Korridorene søkes knyttet opp til naturlige topografiske linjer som f.eks. vassdrag. Rundt korridorene avsettes forsterkningssoner med en skogskjøtsel som skal forsterke verdiene innen kjerneområdene. Et eksempel på dette kan være lukkede hogster rundt nøkkelbiotopen for blant annet å hindre kanteffekter. På de resterende skogområdene skal det drives et stedstilpasset skogbruk. Det er nettopp de store bolagene i Sverige med Stora Skog, Assidomän, SCA og Korsnäs i spissen som har lengst erfaring med landskapsøkologiske planleggingsmodeller. Biologene i disse bolagene sysler med tanken om at en tilpasset skogskjøtsel over hele skogarealet vil være bedre enn en ensidig fokusering på nøkkelbiotoper og korridorer (Fries et al. 1997). Vi kommer imidlertid tilbake til dette ved en senere anledning.

Vi trekker også fram et omfattende samarbeidsprosjekt for å registrere biologiske verdier i 7 kommuner i Stockholms län (Naturvårdverket 1995). Det er metodikken i dette prosjektet som er særlig interessant. Ved hjelp av flyfoto ble interessante skogområder lokalisert. Deretter ble lokalitetene oppsøkt av spesialutdannet skogfaglig person og fagbiolog for å verifisere de biologiske kvalitetene ved hjelp av rødlistearter. I alt 481 skogområder med et skogareal på 900 km<sup>2</sup> ble oppsøkt i felt. Her ble det registrert 209 rødlistearter fordelt på 668 funn. Selv om det ble funnet mange rødlistearter, er dette ingen test på hvor effektivt denne metodikken er med hensyn på å velge ut de viktigste nøkkelbiotopene. Ahnlund (1996) illustrerer dette problemet på en utmerket måte. Han utførte et studie over fire år av insektfaunaen på en åtte meter lang høgstubbe av osp som var gjensatt midt ute på en hogstflate. På denne ene høgstubben samlet han vedlevende insekter i en fire års periode. Resultatet viser at 25% (12 av 44 vedinsekter) av de samme rødlistede vedinsekter som ble



funnet i det kommunale prosjektet ble gjenfunnet på denne ene ospen. I tillegg til dette fant Ahnlund 19 rødlistede vedlevende insekter på denne ene ospen som ikke ble funnet i det kommunale prosjektet. Hvis rødlistearter helt isolert skal legges til grunn for en prioritering mellom områdene vil ospestubben på hogstflate være viktigere enn nøkkelbiotopene i det samme området.

For å videreføre resultatene fra nøkkelbiotop-prosjektet er prosjektet «Grøna Plan» satt på dagsordenen. Prosjektet definerer målsettinger for det enkelte skogbestand ved å klassifisere all produktiv skogsmark i følgende 4 kategorier: (1) *Naturvern urørt (No)* omfatter gamle skogsmiljøer der de ønskede kvalitetene vil opprettholdes eller forbedres over tid. De fleste av de registrerte nøkkelbiotopene i nøkkelbiotop-prosjektet vil overføres til denne kategorien. Eksempler kan være gammel granskogbestand og rasmarksområder som underlegges fri utvikling. (2) *Naturvern skjøtsel (Ns)* omfatter suksesjonsmiljøer som uten vedvarende påvirkning vil endre karakter til en skogtilstand som ikke er ønskelig. Noen av de registrerte nøkkelbiotopene i nøkkelbiotop-prosjektet innarbeides i denne kategorien, men generelt har registreringene i liten grad fanget opp suksesjonsmiljøer og hevdpåvirkete åpne skoger. Eksempler på skogtyper i denne kategorien kan være hagemarkskog og edellauvskog i konkurranse med gran. (3) *Kombinerte mål (K)* omfatter områder der skogproduksjon og naturvern lar seg kombinere. Eksempler på dette kan være sumpskog, tiurleik og blandingsskoger. (4) *Produksjon og generelle hensyn (Pg)* omfatter områder der skogproduksjonen skal ha første prioritet. Hverdagshensyn som gjensetting av enkelttre, kantsoner, sumpdrag, reirtre osv., skal gjennomføres også i områder som omfattes av denne kategorien. Denne modellen er pedagogisk, enkel og forståelig, og definerer overordnede mål for landskapet i et 100 års perspektiv. Registreringen er således en engangsinvestering. Skogsstyrelsen satser stort på å utvikle denne modellen for å erstatte tradisjonelle skogbruksplaner.

## Prosjekter i Norge

Hågvar (1993) innførte nøkkelbiotop-begrepet til Norge og satte samtidig begreper som indikatorart-metodikk, kontinuitet og «ikke hogst» i utvalgte biotoper på dagsordenen. Siste Sjanse har tilrettelagt indikator-metodikken for skogsmiljøer, i første rekke barskog med lang økologisk kontinuitet (Bredesen & Gaarder 1993, Bredesen et al. 1993, 1994, Bredesen et al. 1997). Senere har Siste Sjanse i større grad fokusert på hevdpåvirket skog, suksesjonsskog, og områder med stedlige økologiske egenskaper (Haugset et al. 1996).

I Norge ble registreringer av nøkkelbiotoper innledet i Oslo kommunes skoger i 1992 (Bendiksen 1994). Dette pioner-prosjektet, som var et samarbeidsprosjekt mellom Siste Sjanse, forskningsmiljøer og skogbrukssektoren, utarbeidet en registreringsmetodikk som er blitt førende for senere nøkkelbiotop-registreringer. Metodikken går blant annet ut på at et sett indikatorarter, hovedsaklig lav og sopp, skal indikerer økologisk kontinuitet. Artene er satt inn i et hierarkisk system, der artene med flest stjerner (\*\*\*) indikerer de mest verdifulle skogsmiljøene (Siste sjanse 1993, Bredesen et al. 1997). I tillegg registreres skogstrukturer (nøkkelelementer) og skogshistorie. Andre prosjekter har også basert registreringene på arter. Vi kan nevne Holien & Prestø (1994) som registrerte nøkkelbiotoper i en kystgranskog i Åfjord-området i Sør-Trøndelag. Registreringene ble utført av fagpersoner med stor kjennskap til lav og mose, og metodikken bygget i stor grad på identifisering av sjeldne arter og rødlistearter. Kystgranskogen (eller boreal regnskog) innehar en spesiell flora av lav og mose, og man kan i stor grad spesifisere konkrete mål for hvilke arter man ønsker å bevare. Dette er bakgrunnen for at registrering og prioritering av verneverdig kystgranskog i stor grad baseres på forekomst av disse sjeldne lav- og moseartene (DN 1997). Vi kan også nevne at Prestø (1996) har utviklet en registreringsmetodikk basert på mosearter, for å identifisere verdifulle skogsmiljøer for bevaring av biologisk mangfold.

Nøkkelbiotopregistreringene i Norge er ikke basert på en standardisert registreringsmetodikk. I stedet baserer registreringene seg på et sett kriterier, det være seg forekomst av skogstrukturer,



indikatorarter, skogshistorikk eller tolkning av tematiske kart. Det er heller ingen overordnet plan for hvem som skal utføre registreringene. Siste sjansse har utført registreringer i en del skogområder. Noen private skogeiere har satt i gang registreringer på eget initiativ. Det finnes også eksempler der hele kommuner har foretatt registreringer samtidig med en ordinær skogtakst. I noen tilfeller har undervisningsinstitusjoner stått for registrering av nøkkelbiotopene. Fagbiologenes deltagelse i registreringsarbeidet er variabel, enten de foretar selve registreringene eller der de evaluerer registreringer utført av skogbrukssektoren. MiS (Miljøregistrering i Skog) har utarbeidet en statusoversikt over nøkkelbiotop-registreringer i Norge (Sögnen pers. medd.). Nøkkelbiotoper er registrert på ca. 3.5 millioner dekar produktivt skogareal, noe som tilsvarer 4.5% av totalt skogproduktivt areal i Norge. Større skogeiendommer, Statskog og Almenninger står for hele 77% av dette arealet. Nøkkelbiotoper omfatter 0,88% av det produktive arealet som er registrert. Gjennomsnittlig areal på nøkkelbiotopen er 31,9 dekar, med en variasjon fra 0,5 til 550 dekar.

Resultatene fra nøkkelbiotopregistreringene viser at det er store variasjoner på hva som oppfattes som en nøkkelbiotop, og dette må vi tolke dithen at det gjenspeiler forskjellig bruk av kriterier og definisjoner på nøkkelbiotop. Det resultatet man ender opp med avhenger derfor i stor grad av hvem som har utført registreringene.

## Romlig skala og landskapsøkologi

Skogbruket er den viktigste økologiske prosessen som skaper skogstrukturer i dagens skoglandskap. Denne prosessen avviker fra de opprinnelige prosessene som for eksempel brann, stormfelling, insektangrep og ras. Bevaring av biologisk mangfold innebærer i stor grad å gjenskape de opprinnelige strukturene. Eksempelvis lever den spesialiserte vedlevende sopparten lappkjuke (*Amylocystis lapponica*) på middels grove læger av gran (*substrat*) i gamle skogsmiljøer (*biotop*) som finnes i et skoglandskap. Vi har følgelig 3 romlige skalanivåer:

Substrat  
Biotop (voksested)  
Landskap

Denne hierarkiske inndelingen er funnet hensiktsmessig i praktisk forvaltning av biologisk mangfold i skog (Aanderaa et al. 1996), og kan videre overføres til hensynsnivåene: detaljhensyn, biotophensyn og landskaphensyn. Biotophensyn er også kalt hensyn på voksestedet. Biotophensyn er kanskje et mer betegnende uttrykk enn hensyn på voksestedet, fordi voksestedet opprinnelig henspiller seg på plantearter (fastsittende). Biotophensyn derimot omfatter alle arter. Nøkkelbiotoper er i tillegg til planteartene også ment å være et forvaltningsverktøy for å bevare mer mobile organismegrupper som fugler, pattedyr og insekter. Derfor mener vi biotophensyn er dekkende for å nå målet om bevaring av biologisk mangfold.

Detaljensyn var av de første flerbrukshensynene som ble innarbeidet i skogbruket. Dette er hensyn som tas i den daglige skogbehandlingen og innebærer å bevare eller ta hensyn til artenes økologiske krav, i første rekke substrat og mindre biotoper. Det er kunnskap om rødlisteartenes substratkrav som ansees som sikreste økologiske informasjon innen store organismegrupper som sopp, biller og sommerfugl. En analyse av rødlisteartenes substratkrav vil gi en idé om hvilke substrater som med fordel kan innarbeides som detaljhensyn i utøvende skogbruk. Men med bestandsskogbrukets åpne hogster vil detaljhensynene kreve at artene har stor toleranse for eksponeringer av sol, tørke og vind. Derfor vil det for mange av artene ikke være tilstrekkelig med kun detaljhensyn i skogbruket. Disse artene er avhengig av den beskyttelsen skogsmiljøet gir eller andre egenskaper i skogen som ikke ivaretas ved åpne hogster.



Biotophensyn er innarbeidet i skogforvaltningen de siste 10 årene, først og fremst gjennom idéen om et voksestedtilpasset skogbruk (Lundmark 1986). Prinsippet går ut på at skogbehandlingen tilpasses lokale økologiske forutsetninger for skogproduksjon. Slik sett vil ofte et skogbestand bestå av mange voksesteder, som igjen betinger variert skogbehandling innen hvert skogbestand. Biotophensyn innebærer en noe utvidet betydning av voksestedhensyn; å bevare arter som er avhengig av et større areal med substratkvaliteter, eller økologiske egenskaper ved skogsmiljøene. Vi nevner noen eksempler på situasjoner der artene er avhengig av spesielle biotophensyn (nøkkelbiotoper): lavarter som er avhengig av stabile fuktighetsforhold, sopparter som er avhengig av konsentrasjoner av substrat, mosearter som er avhengig av stabile livsbetingelser over tid, billearter som er avhengig av hul gammel eik, og sopparter som er avhengig av hard tettvekst død ved. I tillegg kan det være slik at skogområder med konsentrasjon av ressurser vil inneha sterkere populasjoner av arter enn tilsvarende ressurser spredt fordelt i skoglandskapet. Man kan finne mange eksempler på hvorfor arter er avhengig av biotophensyn, men det er vist seg vanskelig å verifisere disse forholdene i stor skala. Det er lett å akseptere at en hogst av en biotop fjerner arter som har en spesialisert tilpasning til vedkommende biotop-type. Det vi ikke vet er i hvilken grad arten har hatt mulighet til å kolonisere andre biotoper i nærheten. Alt dette handler om artenes tilpasninger i forhold til endringene som stadig skjer innen skogbestand, og sammensetning og mønstre av skogbestand i landskapet. Det er i dag for lite kunnskap om sjeldne arter spredningsevne til å forutsi disse forholdene.

Landskapshensyn skal i tillegg til å organisere sammensetning og mønstre av biotoper i skoglandskapet også fange opp tiltak som er nødvendig for arealkrevende arter. Det er ingen klar definisjon på arealomfanget av et landskap, og dette må relateres til vedkommende art som studeres. Det finnes bare kunnskap om arealkrav for et begrenset antall arter. Eksempelvis krever hvitryggspetten store arealer med dødt trevirke for å reprodusere (Gjerde et al. 1992). Storfuglen har spesielle biotop- og arealkrav i løpet av året (Rolstad et al. 1991). Det arbeides med GIS-verktøy til bruk i praktisk landskapsplanlegging, men det er fortsatt stor mangel på kunnskap om arters økologiske krav til en bestemt landskapskontekst (sammensetning av biotoper).

Landskapsøkologi fokuserer på: A) den romlige fordelingen av landskapselementer (biotoper), B) strømmen av energi og organismer mellom landskapselementene og C) forandringene av mosaikken over tid i form av sammensetning, struktur og funksjon. En ødeleggelse av biotoper fører til at en rekke arters leveområder splittes opp, og i større eller mindre grad blir isolert. Det er intuitivt lett å akseptere konsekvensene av en biotop-fragmentering på arter med et spesialisert levevis knyttet til biotoper som stadig endres. Det er verre å vurdere konsekvensene av endringer i fordelingen av biotoptyper i skoglandskapet. Endringene i landskapets struktur påvirker populasjonens demografiske egenskaper på en komplisert måte (Andrén 1997). Et fellestrekk er at en oppsplitting av en større sammenhengende biotoptype til mindre enheter vil medføre økt sannsynlighet for at den enkelte populasjon dør ut. Det kan være slik at denne negative effekten motvirkes gjennom en utveksling mellom delpopulasjonene. I tillegg kan de demografiske egenskapene i slike delpopulasjoner endre seg. Alt dette gjør at det er vanskelig å forutsi negative effekter av en biotop-fragmentering (Hanski & Gilpin 1991).

En hogst og ødeleggelse av biotoper vil ha tre mulige effekter; redusert andel biotop, redusert antall biotopfragmenter og større avstand mellom dem. Biotopspecialistene er mer negativt påvirket av landskapsendringer enn biotopgeneralistene. Likeledes vil en fragmentering ha større effekt på arter med dårlig spredningsevne, enn arter med god spredningsevne. Spredte nøkkelbiotoper vil derfor være et forvaltningstiltak som er mest effektivt for biotopspecialister med god spredningsevne. Eller vi kan tenke oss at nøkkelbiotopene skal inneholde arter med dårlig spredningsevne i en overgangsfase, til det finnes biotopkvaliteter i nærheten som artene kan spre seg til (spredningssentre). Videre kan vi tenke oss at disse de spesialiserte artene har populasjoner spredt i landskapet med forskjellig levedyktighet. Vi ønsker å lokalisere de områdene der populasjonen har størst levedyktighet. Disse områdene kan fungere som overskuddsområder, og gi tilskudd til mindre levedyktige populasjoner i underskuddsområder (Pulliam 1988). Det er viktig å være klar over at en redusert andel av en biotop-



type i landskapet, kan ha større negativ effekt på forekomst av arter enn reduksjonen av areal isolert sett skulle tilsi.

En populasjon i skoglandskapet kan betraktes som dynamisk, styrt av lokal utdøing og rekolonisering i de enkelte biotopfragmentene. Dynamikken i en slik populasjon er sterkt influert av utdøingsrisiko i delpopulasjonene. Derfor handler mye av forvaltningen av sjeldne arter i landskapet om hvilke negative effekter som virker på den enkelte delpopulasjon. I slike små delpopulasjoner spiller tilfeldighetene en langt større rolle enn i store populasjoner. Det vil være tilfeldige demografiske, genetiske og miljøbetingede effekter som kan utrydde delpopulasjonen. I praksis vil det for de sjeldne arter være vanskelig å predikere fremtidig utvikling av delpopulasjonene ved hjelp av demografiske og genetiske analyser av populasjonen. Dette fordi det i dag er stor usikkerhet knyttet til reell populasjonsstørrelse for de sjeldneste artene, og fordi demografiske og genetiske negative effekter i liten grad er verifisert hos små ville populasjoner. Lettere er det derimot å akseptere at tilfeldige endringer av livsbetingelsene (miljøet) kan utrydde de enkelte delpopulasjonene. Slike tilfeldige endringer kan, for arter som er tilknyttet skogsmiljøer, i stor grad være betinget av skogbrukets driftsformer.

Tap av biotoper er i tillegg en endring som skjer over tid, og det er svært vanskelig å påvise negative konsekvenser på populasjonen før en stor andel av biotopene er fjernet (Andrén 1995). Tradisjonell bevaringsbiologi har vært opptatt av hva som skjer med små «ville» populasjoner. I en situasjon der artens biotoper stadig reduseres kan det være for sent å sette i verk bevaringstiltak når en stor andel av biotopene er fjernet (populasjonen har da blitt liten). Vi har i denne sammenheng funnet Caughleys (1994) konklusjoner om to ulike «skoler» i bevaringsbiologien verdifull som grunnlag for bevaringsstrategier for rødlisteartene i skog (Gundersen & Rolstad i trykk). I stedet for å fokusere på hva som skjer når en art har blitt sjelden, mente Caughley (1994) at man heller kunne analysere populasjoner som avtar. Caughley (1994) hevdet da at man muligens kunne identifisere felles karaktertrekk på hvorfor populasjonen avtar. Det er først når disse fellestrekene er identifisert - kritiske faktorer - at skogbruket kan iverksette konkrete forvaltningstiltak for å bedre artens årlige vekstrate. Det kan være mange årsaker til at en populasjon avtar; næringstilgang, skjul, predasjon, parasittisme osv., men i skogbruket er alle disse faktorene hovedsaklig styrt av *tap av biotoper*. Nøkkelbiotoper vil i denne sammenheng kunne representere biotoptyper i skoglandskapet som stadig reduseres. Uten disse biotopkvalitetene i et gitt skoglandskap, vil det ut i fra dagens kunnskap om en del arters forekomst og økologi, ikke finnes livsbetingelser for de samme artene. I noen svært intensivt drevete skoglandskap vil denne enkle vurderingen være den mest innlysende forklaringen på at en del spesialiserte arter er fraværende. Et åpent spørsmål som vanskeliggjør en predikering av populasjonsutviklingen til de spesialiserte arterne, er i hvilken grad fremtidige bestandsskoger vil kunne inneha økologiske kvaliteter som i dag bare finnes i restbiotopene, og om artenes spredningsevne eventuelt er god nok for å kolonisere nydannete biotoper. Uten en forståelse av sjeldne arters dynamikk i et landskapsperspektiv, er det vanskelig å forutsi hvor effektive nøkkelbiotopene vil være. Det er ingen ting som tyder på at denne kunnskap er tilgjengelig med det første (Caughley 1994).

## **Økologiske prosesser og forstyrrelses-regimer**

Mangfoldet av biotoper i et opprinnelig skogkledd landskap er bestemt av klima, det geologiske grunnlaget, topografi, næringsforhold og vanntilgang på den ene siden, og forstyrrelses-regimet på den andre siden. Forstyrrelser varierer fra stor-skala (brann, stormfelling) til små-skala (glennedynamikk), og forekommer med ulik hyppighet. Forstyrrelser kan forekomme regulært med gitte intervaller (årlige flommer) eller være svært uforutsigbare (stormfelling). Vedlikehold av skoglandskapet må basere seg både på det gitte klimaet og geologiske grunnlaget og det naturlige forstyrrelses-regimet.



Ingen er uenige i at sammensetning og mønstre av biotoper i dagens skoglandskap avviker fra det opprinnelig skoglandskapet. Ved å sammenligne hvordan skogene så ut tidligere med hvordan de ser ut i dag vil en oppdage at biotyper har avtatt eller økt. Skogøkosystemet har alltid vært dynamisk med endringer i klima på nasjonal skala, stor-skala forstyrrelser i landskapet og små-skala forstyrrelser inne i skogbestandet. I tillegg har mennesket utøvet en stor påvirkning på våre skogøkosystem i flere hundreår. Bestandsskogbrukets åpne hogster har de siste femti årene forandret skoglandskapet karakter raskt og omfattende, og biotopendringene som følge av dette har resultert i at noen arter har blitt sjeldnere, mens andre arter har blitt vanligere. Typisk er at en art som er tilpasset fuktige gamle skogsmiljøer og som har dårlig spredningsevne har blitt sjeldnere. Mjuktjafs (*Evernia divaricata*) kan være et eksempel på en slik art (Haugan et al. 1994, Tønsberg et al. 1995, Sjöberg & Ericson 1997). Nøkkelbiotoper er først og fremst et tiltak som er satt i gang for å bedre situasjonen for de artene som har blitt sjeldnere.

Skogshistoriske studier har gitt oss innblikk i påvirkningsregimer og biotyper tilbake noen hundre år. Dette gir oss grunnlag til å identifisere biotoper som ikke ivaretas med bestandsskogbruket. Vi har kalt disse biotopene for *restbiotoper*. Restbiotopene kan deles inn i brannbiotoper, lauvsuksesjoner og forskjellige klimaksskoger. Brann har endret frekvens og arealomfang gjennom tidene (Niklasson 1998). Generelt var brannflatene store før menneskene koloniserte skogområdene. Etter koloniseringen er det typisk at det ble flere branner, men hver enkelt brann hadde mindre utstrekning. I denne perioden svidde menneskene av skogene for å forbedre beiteforholdene. Siste to hundreårene har intensiv brannbekjempelse eliminert brann som økologisk faktor fra store skogområder. Brannbiotopene som dannes i dag vil derfor arte seg som restbiotoper etter en biototype som var langt vanligere i tildiger tider. Etter en brann vil friske skogtyper gjennomgå en lauvsuksesjon. Det er også vist at denne biotypen var langt vanligere allerede i forrige århundre (Östlund et al. 1997). Etter lauvsuksesjonen vil skyggetålende treslag overta dominansforholdet i bestandet, og det dannes klimaksskog. Gamle granskoger påvirkes av små-skala forstyrrelser ved at trær faller overende, og ny skog etableres på den liggende døde veden. I dag hogges skogen ofte før den påvirkes av små-skala forstyrrelser, og fleraldrete gamle skoger har derfor blitt sjeldnere. Brannbiotoper, lauvsuksesjoner og fleraldrete gamle skoger vil arte seg som restbiotoper i dagens skoglandskap. Fordi bestandsskogbruket omstrukturerer skoglandskapet raskt, og fordi bestandsskogbruket har en kort historie, eksisterer det i dag begrenset med kunnskap om i hvilken grad fremtidens skog vil kunne erstatte dagens restbiotoper.

Vi kan også tenke oss restbiotoper som ligger utenfor produktivt skogareal. Dette er biotoper som danner overgangssoner til jordbruksarealene. Det kan være hagemarkskog eller naturbeite nær gard og seter. Disse biotopene er avhengig av vedvarende hevd i form av i første rekke beite, slått, og styving. Endret arealbruk siste hundreåret har medført at mange av disse biotopene gjennomgår en suksesjon mot skog. En skogkultur på disse arealene vil fremskynde gjengroingsprosessen, og endre den naturlige suksesjonen.

Biotoper med stedlige økologiske forhold som ofte er sjeldne i landskapet har vi kalt *stedsbetingete biotoper*. Dette er økologiske forhold som i sin karakter er varige, og som ikke kan gjenskapes andre steder. Stedsbetingete biotoper er betinget av geologiske, kvartærgeologiske, edafiske, hydrologiske, og topografiske egenskaper i skoglandskapet. Poenget her er at arter som er knyttet til disse biotopene i praksis ikke kan forekomme andre steder. Vi nevner et eksempel som i prinsippet skal kunne gjelde alle artene knyttet til stedsbetingete biotoper. Mange sopparter innen *Cortinarius* er knyttet til kalkrikt jordsmonn, ofte i sørlige varme rasmarks-lokaliteter. Forekomster av disse artene er lokalisert til spredte biotoper i skoglandskapet. Disse stedsbetingete biotopene har ofte en historie preget av hogst, beite og andre påvirkninger fordi de er konsentrert til befolkningsrike områder. I tillegg vet vi at artene oftest har mykorrhiza med trær. Vi vet dermed at artene vil forsvinne med en snauhogst for en kortere eller lengre periode. Denne informasjonen er verdifull i praktisk forvaltning. Områdene kan ofte avgrenses ved hjelp av tematiske kart for geologi og topografi i området, og skogskjøtselen tilpasses artenes økologiske krav. Hvis en restbiotop ligger innenfor et område med stedlige spesielle økologiske forhold, vil dette område være spesielt interessant i bevaringssammenheng.



## Rødlistearter

På verdensbasis er det kjent at noen få begrensede områder, såkalte «hot-spots», innehar et stort artsmangfold og en stor andel endemiske arter (Myers 1988). Disse forholdene er i noen land også verifisert på nasjonal skala (Prendergast et al. 1993, Dobson et al. 1997). I Norge eksisterer det ingen slike analyser, men med basis i rødlistene kan man lokalisere noen større skogregioner som er spesielt viktig for enkelte organismegrupper. For eksempel kan kystgranskogen i Trøndelag oppfattes som en «hot-spots» for lav på nasjonal skala (se Tønsberg et al. 1995). Denne type informasjon har imidlertid begrenset praktisk anvendelse i skogbruket, fordi skalaen er for grov. Praktisk forvaltning av rødlistearter må derfor operere på lavere skalanivåer som *landskap*.

Bevaring av biologisk mangfold er i en rødliste-sammenheng definert på nasjonalt nivå. Dette vil si at det er artenes naturlige forekomst innen Norges grenser som er bestemmende for artenes status i en rødliste-sammenheng. Rødlistene inkluderer derfor mange arter som er vanlige i andre land. Eksempelvis er mange rødlistearter som er knyttet til edellauvskog vanligere sørover i Europa enn i Norge, fordi edellauvskogen i Norge representerer en nordgrense for artene (Gundersen & Rolstad, i trykk).

For å nå målsettingen om bevaring av biologisk mangfold i Norge, er det nødvendig å delegere ansvaret til relevante næringssektorer og forvaltningsnivå. Skogsbrukssektoren har et ansvar for å bevare biologisk mangfold i skogøkosystemet. I tillegg skal målsettingene om bevaring av biologisk mangfold innarbeides på lavere forvaltningsnivåer som fylke- og kommunalt nivå. Det arbeides i dag med å utarbeide fylkesvise rødlistelister (Myklebust 1996, Spikkeland 1996), og kommunale planer for bevaring av biologisk mangfold.

Det finnes en hel del kunnskap om ulike arters forekomst og økologi. For de sjeldneste artene - rødlisteartene - er usikkerheten knyttet til kunnskap om forekomst og økologi imidlertid større enn hos mer vanlige arter. Riktignok eksisterer det økologisk kunnskap fra funnstedene til sjeldne arter, men denne kunnskapen er oftest ikke skaffet til veie gjennom systematiske undersøkelser. Dataene kan med andre ord være beheftiget med tilfeldigheter på grunn av små datasett, eller systematiske feil på grunn av selektiv søking etter en art. Kunnskapen fra denne type observasjoner er i tillegg strengt tatt bare gyldig i observasjonsøyeblikket, fordi vi ikke har inngående kjennskap til artens populasjonsdynamikk. I dette ligger det at forandringer i sammensetning og andel av biotoper i skoglandskapet kan gi helt andre livsbetingelser for artene. Denne problematikken er særlig knyttet opp til rødlistearter som i dag er lokalisert i restbiotopene. Hva er det som gjør at disse rødlisteartene tilsynelatende er sterkt knyttet til restbiotopene? Dette har ledet til en diskusjon i Sverige om substrattilgang eller skogens historie er viktigst for forekomst av rødlistearter. Hvis substrattilgangen forklarer forekomst og fravær av rødlistearter, vil det være et godt forvaltningstiltak å øke mengden av substrater i den daglige driften av skogen. Hvis skogens historie er viktigst for forekomst av rødlistearter, og den historiske bruken av området avviker stort med det som praktiseres i dag, vil det være nødvendig å sette av og eventuelt øke andelen av nøkkelbiotoper. Eksempelvis er svartsonekjuke (*Phellinus nigrolimitatus*) brukt som en indikatorart på gamle skogsmiljøer (Bredesen et al. 1997), selv om arten i den senere tid ofte er funnet i ungsog (Botanisk museum - sopphebariet). Forklaringen på dette kan være at sterkt nedbrutte stokker sjelden finnes utenfor gamle skoger, men når disse substratene finnes i ungsog vil arten kunne forekomme her også. Forutsetningen er imidlertid at det finnes spredningssentre for arten innen rekkevidde.

I prosjektet Mis (Miljøregistrering i skog) undersøkes fordelingen av arter innen ulike organismegrupper innenfor seks mindre skogområder i Norge (Gjerde & Baumann 1997). Formålet med prosjektet er å utarbeide en registreringsmetodikk for å identifisere arealer/elementer som er viktige for bevaring av biologisk mangfold. Grad av overlapp mellom verdifulle lokaliteter for ulike organismegrupper vil være av avgjørende betydning for å gi forvaltningsråd til praktisk forvaltning. Nøkkelbiotoper vil være mer effektive for å nå målsettingen om bevaring av biologisk mangfold, hvis



det er stor overlapp mellom ulike organismegrupper. Hvis det viser seg at graden av overlapp mellom ulike organismegruppene er liten vil tilpasset skogskjøtsel på hele eller deler av skogarealet kanskje være bedre egnet for å bevare biologisk mangfold. Andre målsettinger med prosjektet er å finne gode indikatorer for miljøverdier for biologisk mangfold, og utarbeide kriterier for å prioritere mellom dem.

Gjeldende nasjonale rødliste for Norge ble utgitt i 1992 (DN 1992), men reviderte rødlistene er utarbeidet for de fleste organismegrupper (Tønsberg et al. 1995, Anonym 1996, Olsen 1996, Myklebust 1996, Frisvoll et al. 1997, Bendiksen et al. 1998, Hanssen et al. 1998, Hansen & Aarvik i trykk). Kunnskap om økologi og forekomst av rødlisteartene har i Sverige vært et viktig argument for å iverksette registreringer av nøkkelbiotoper i skog (Nitare & Norén 1992). En forutsetning for dette prosjektet har vært at visse biotoper har større betydning for artsmangfoldet av rødlistearter enn skogarealet skulle tilsi (Norén pers.medd.). Denne slutningen kompliseres av det faktum at rødlisteartene er svært sjeldne, og fordi det er begrenset kunnskap om forekomst og økologi for mange av rødlisteartene (Gundersen & Rolstad, i trykk). Et annet problem er at innholdet av rødlistearter i nøkkelbiotopene i Sverige viser store likhetstrekk, og kun 30-40 rødlistede signalarter inngår i et stort antall nøkkelbiotoper. Selv om nøkkelbiotopene har fanget opp noen utvalgte rødlistearter, er det høyst usikkert om det øvrige artsmangfoldet favoriseres på samme måte. Det kan faktisk hende at man ender opp med et stort antall nøkkelbiotoper som er mer eller mindre like med hensyn på forekomst av rødlistearter. I slike tilfeller vil nøkkelbiotopene i liten grad supplere hverandre og dermed inneha begrensede muligheter for å nå målsettingen om bevaring av biologisk mangfold.

Rødlisteartene er på ingen måte en ensartet økologisk gruppe arter, og man skal være forsiktig med å bruke rødlistearter som kriterier eller indikatorer for å prioritere mellom skogområder. I de nasjonale rødlistene skiller det i liten grad mellom arter som er naturlig sjeldne, og arter som er i tilbakegang (Sjöberg 1993, Gundersen & Rolstad, i trykk). I praktisk forvaltning er det avgjørende å kunne fokusere innsatsen mot de artene som er i tilbakegang. Faren ved bruk av rødlistene er at de artene med dokumentert tilbakegang forsvinner i en stor mengde sjeldne arter som vi ikke vet hvilken retning populasjonen utvikler seg. Med dette for øyet har vi i et parallelt prosjekt gjennomgått rødlistene i Norge i forhold til skogbrukets driftsformer (Gundersen & Rolstad, i trykk). Vi har der foretatt en indirekte vurdering av artens populasjonsutvikling gjennom kunnskap om artens økologi. Hvis arten er dokumentert sterkt knyttet til biotoper som er i tilbakegang, har vi vurdert arten for også å være i tilbakegang. I det følgende gjengir vi noen resultater fra dette prosjektet, spesielt rettet mot praktiske tilrådninger for bevaring av rødlistearter i skog. Disse resultatene vil gi en pekepinn på antall rødlistearter som teoretisk vil kunne bli fanget opp av en nøkkelbiotop-registrering. I mange tilfeller vil ikke artene forekomme i en gitt nøkkelbiotop, men resonanmentet bygger på at en økning i biotopmengde for rødlisteartene sannsynligvis vil føre til sterkere populasjoner (se Tabeller bak).

Vi har i rødliste-prosjektet definert to bevaringsstrategier for rødlisteartene: bevaring av små svake populasjoner som er truet av tilfeldige demografiske og miljøstyrte endringer, og bevaring av arter som er i tilbakegang og der vi kan spesifisere en kritisk faktor for arten. Caughley (1994) kaller disse bevaringsstrategiene for «the small-population paradigm» og «the declining-population paradigm», som vi har betegnet som strategier tilpasset arter utsatt for henholdsvis *tilfeldig trussel* og *systematisk trussel*.

Selv om over halvparten av alle rødlisteartene er knyttet til skog, er det usikkert om skogbrukets næringsaktivitet faktisk utøver en systematisk trussel for mange av rødlisteartene. For å kunne avgjøre skogbrukets effekt på artene er det nødvendig med god kunnskap om artenes populasjonsutvikling, og god kunnskap om den økologiske faktoren som forklarer populasjonsutviklingen. I dag mangler denne kunnskapen for mange av de sjeldneste artene. Likevel viser gjennomgangen av 1619 rødlistede skogsarter at 269 (17%) av disse rødlisteartene er systematisk truet av skogbruk. Disse rødlisteartene er biotopspecialister til en biotoptype som er i tilbakegang, kalt restbiotoper i skog. Strategien vil være å ta vare på gjenværende restbiotoper (uten nødvendigvis å dokumentere at artene finnes der) og eventuelt på sikt øke arealet av slike biotoper. Bevaringsstrategien - systematisk trussel - ekskluderer imidlertid de sjeldneste artene, fordi det for sjeldne arter ofte ikke foreligger tilstrekkelig med



kunnskap om artenes økologiske krav. De sjeldneste artene har derimot så svake populasjoner at tilfeldigheter kan ramme overlevelsesmulighetene for arten på sikt. Det er lett å akseptere at for eksempel *Squamanita fimbriata*, som har eneste kjente lokalitet i Norge, nettopp vil være rammet av tilfeldigheter som ødelegger denne ene biotopen. For de sjeldneste rødlisteartene som lever i skog er skogbruk den mest sannsynlige tilfeldige trusselen, men også andre faktorer som for eksempel brann, vindfelling og sur nedbør kan slå ut svake populasjoner. Kriteriene for tilfeldig trussel har vi valgt å bygge på artenes status i rødlista, fordi fagekspertene har gjennom truetetskategorien predikert sannsynlighet for utryddelse av artene i fremtiden. Arter som har status som direkte truet (E) og sårbar (V) er pr. def. sterkt truet av utryddelse i nær fremtid, og ut fra et «føre-var» prinsipp bør eksisterende kjente populasjoner av disse artene bevares selv om vi idag ikke har tilstrekkelig kunnskap om skogbrukets innflytelse på artene. Vi har benevnet disse funnstedene med «biotoper med truede arter» (opprinnelig kalte vi disse lokalitetene for rødlistebiotoper, men for å unngå fullstendig forvirring i forhold til DN's definisjon av rødlistebiotoper, har vi endret betegnelsen). Bevaringsstrategien - tilfeldig trussel - må betraktes som en redningsaksjon for å bevare populasjoner av rødlistearter som er truet av utryddelse i fremtiden. I alt 336 (21%) av rødlisteartene i skog omfattes av bevaringsstrategien tilfeldig trussel. Fordeler vi disse rødlisteartene på lokaliteter, vil rødlisteartene inngå i 2500-3000 intakte lokaliteter i skog. For å gjennomføre en slik bevaringsstrategi i praksis er det helt avgjørende med gode lokalitetsbaserte registre for ajourføring av rødlistearters forekomst og økologi. I dag eksisterer slike registre i begrenset utstrekning i Norge. Arbeidet som er gjort ved Lavherbariet ved Botanisk Hage og Museum i Oslo kan stå som et godt eksempel på hvordan slike registre kan organiseres og videreformidles til relevante fagmiljøer. Arter kan både være tilfeldig og systematisk truet av skogbruk. Eksempelvis vil lappkjuke (*Amylopsis lapponica*) både ha så svake populasjoner i Norge at tilfeldige hendelser kan utrydde arten, i tillegg til at vi i dag har tilstrekkelig kunnskap for å avgjøre at arten er systematisk truet av skogbruk.

Ut over vurderingene av rødlisteartenes fordeling på systematisk og tilfeldig trussel, har vi knyttet 277 (17%) av rødlisteartene til stedsbetingete biotoper, og 123 (8%) av rødlisteartene til restbiotoper utenfor skog. Skogbruk er vurdert for ikke å utøve noen systematisk trussel for disse artene. Felles for rødlistearter som er tilknyttet restbiotoper i skog, restbiotoper utenfor skog og stedsbetingete biotoper, er at tilgjengelig kunnskap tyder på at artene er lokalisert til bestemte biotoper i skoglandskapet, og at nøkkelbiotoper vil kunne bedre biotop-forholdene i et gitt skoglandskap (Gundersen & Rolstad, i trykk). Om dette er den beste bevaringsstrategien diskuteres imidlertid lenger ut i rapporten.

## **Skogshistorie og kontinuitet**

I Nord-Amerika og Russland hogges det enorme snauflater, samtidig som det fredes store sammenhengende skogområder. Disse barskogene har en historie preget av liten påvirkning fra mennesker, og naturlige påvirkningsregimer, som f.eks. brann, har formet skoglandskapet helt fram til dette århundret. I Sentral-Europa derimot kom befolkningsveksten tidlig. De tempererte skogene egnet seg godt til jordbruk, og ble tidlig i historien ryddet og oppdyrket. Skogene ligger i dag spredt og i mange tilfeller som skogholmer omkranset av åpne jordbruksområder. Bruken av gjenværende skogområder har lange historiske røtter og er i dag sterkt preget av mennesket. Skogene i Skandinavia kommer i en mellomstilling. Her har utnyttelsen av skogressursene også en lang historie, men skoglandskapet har fortsatt et intakt preg, i den forstand at det i lang tid har vært skogdekning. Bestandsskogbruken har imidlertid raskt omstrukturert skogene siste halvdel av hundreåret, fra eldre glisne fleraldrete skoger til yngre tette produksjonsskoger. Det er nærliggende å tro at årsaken til at nøkkelbiotoper kun er et skandinavisk fenomen er betinget av den historiske bruken av skogområdene.

Nøkkelbiotoper er som sagt et forvaltningsverktøy for å bevare restbiotopene. Nøkkelbiotopene ble i starten assosiert med områder som i lang tid har opprettholdt en økologisk kvalitet, såkalte kontinuitetsmiljøer. Den videre utvikling av nøkkelbiotop-begrepet og praktisk anvendelse av nøkkelbiotoper i forvaltningen er sterkt fokusert på skogområder med lang økologisk kontinuitet. Det



er en nær sammenheng mellom kontinuitetsbegrepet, og begrep som urskog, naturskog og kulturskog, idet alle begrepene er definert med bakgrunn i skogens historie. Urskog anses være skog som ikke har sterke spor etter menneskelig aktivitet (Ahlén 1982), verken før eller i dag. Naturskog representerer skog som har et naturlig utgangspunkt, og som inneholder skogstrukturer som ansees naturlige, selv om skogen tilbake i tiden kan være sterkt utnyttet. Kulturskog er skog som stammer fra åpne hogster, og som er intensivt skjøttet med tanke på skogproduksjon. Vi skal ikke gå inn på en inngående diskusjon av disse begrepene, fordi det er vanskelig å skille mellom dem i praksis. Et viktig perspektiv er likevel det faktum at så godt som hele skogarealet i Norge er hogd eller utnyttet på annet vis tilbake i tiden. Variasjoner i skogstruktur mellom skogbestandene skyldes forskjeller i hogstfrekvens, hogststyrke og tiden siden siste hogst. Det er denne variasjonen som må danne utgangspunktet for en diskusjon av betydningen av økologisk kontinuitet for artsmangfoldet i norske skoger.

Kontinuitetsbegrepet i skog oppsto i Storbritannia (Peterken 1974). I Storbritannia var det på begynnelsen av 1960-70 tallet storslåtte planer om omstruktureringer av det fragmenterte kulturlandskapet. Denne omstruktureringen ville føre til at en del av de gamle skogene ble hogd og oppdyrket. Problemstillingen dengang var om de gamle skogene inneholdt et unikt artsmangfold som ville gå tapt med denne prosessen (Rackham 1971, Peterken 1974, Rose 1976). Peterken (1974) bygget på ideer som tidligere var framsatt av Durno & McVean (1959) som så på forekomst av arter i forhold til skogens historie, og Moore (1962) som hadde utarbeidet en indikatorart-modell for å identifisere svært gamle sump-områder. Peterken (1974) klassifiserte skogen på bakgrunn av historiske kart i «primary woodlands» og «secondary woodlands», avhengig av om skogen hadde hatt kontinuerlig tredekning eller kortere eller lengre perioder med jordbruk. Karplanter ble benyttet som indikatorer for å skille skogtypene i dette systemet. Peterken (1974) understrekte at det var behov for mer informasjon om skogens historie og ga en nøktern beskrivelse av hvordan modellen kunne anvendes gjennom fem forbehold. Et av forbeholdene gjaldt skogområder som hadde vært utsatt for hardt beitepress over en lang tidsperiode. Rose (1974) mente at lav var bedre egnet som indikatorarter i disse skogområdene. Rose (1976) tok utgangspunkt i skogshistorikken i 102 skogområder, og presenterte en indikator-metodikk der han brukte 20 lavarter. Arbeidene til Rackham, Peterken og Rose viser tildels gode sammenhenger mellom skogshistorikken og forekomst av karplanter og lav. I Storbritannia ledet dette til konklusjonen om at kontinuitet er en viktig økologisk faktor som virker inn på artsmangfoldet i skog. Dette var opptakten til at tilsvarende metoder ble overført til New Brunswick (Selva 1994), British Columbia (Goward 1994) og Skandinavia (Karström 1992a).

I de tidligste undersøkelsene i Storbritannia antok man at det dreide seg om kontinuitet i 1000 år eller mer. Senere er disse studieområdene testet ved hjelp av pollenanalyse og C14-datering (Baker et al. 1978, Day 1993). Resultatene viste at alle skogene en eller annen gang hadde vært jordbruksland, men at det i en del tilfeller dreide seg om kontinuitet i tresjikt i 1000 år. Buckland & Dimin (1993) presenterte en undersøkelse om insekter som var konserverte i sedimentert organisk materiale. Ved hjelp av dette materialet rekonstruerte de insektfaunaen 10.000 år tilbake. Resultatene viste at mange insekter tilknyttet død ved var utryddet fra Storbritannia. Dette forklarte de først og fremst med brudd i kontinuitet, men også til en viss grad som et resultat av klimaendringer. Harding & Alexander (1993) påviste at to skoger i Storbritannia som var like med hensyn på lokale økologiske faktorer hadde svært forskjellig artsinventar og tilskrev disse forskjellene ulik skogshistorikk. Basert på grundige beskrivelser av skogstrukturen, artsinventaret og skogshistorien rekonstruert fra gamle kart, konkluderte de med at registreringer av vedlevende insekter er helt nødvendig for å å gjøre de riktige prioriteringene i bevaringsarbeidet. Skogene i denne undersøkelsen har svært spredt tresetting av gamle edellauvtre, og feltsjiktet er sterkt preget av beiting. I Norge ville vi ha kalt disse skogene for hagemarkskog eller parkskog. De er med andre ord ikke direkte overførbare til de fleste skogtyper i Norge.

I Storbritannia er kontinuitet den dag i dag en viktig økologisk faktor for å forklare forekomst av arter, og for å foreta prioriteringer i bevaringsarbeidet (Peterken pers. medd.). Begrepene «primary woodlands» og «secondary woodlands» er erstattet med «ancient woodlands» og «recent woodlands» (Ball & Stevens 1981, Peterken & Game 1984, Rose 1992). «Ancient woodlands» er i dag et populært



skogbegrep i Storbritannia, og de fleste skogene som har slike kvaliteter er kartlagt og listet opp i prioritert rekkefølge. Det er imidlertid viktig å være klar over at økologisk kontinuitet i denne skogtypen er begrenset til å omfatte tredekning i et skogområde kun siste 400 år, fordi det er for stor usikkerhet i de historiske kildene ut over dette (Peterken pers. medd.).

Andersson & Appelquist (1987) var av de første som overførte indikator-ideen til Skandinavia, der lungenever (*Lobaria pulmonaria*) skal indikerer verdifulle skogsmiljøer. Senere inkluderes flere arter (Arvidsson et al. 1988), og metoden blir overført til andre artsgrupper som vedlevende sopp (Hermansson et al. 1990), moser (Hallingbäck 1991), karplanter (Delin 1992, Skogsstyrelsen 1994), skorpelaver (Tibell, 1992) og vedlevende biller (Key 1981, Garland 1983, Alexander 1988, Martin 1989, Nilsson & Baranowski 1993, Väisänen et. al 1993). *Steg et før* utviklet i Nord-Sverige en enkel indikatormetodikk for å registrere skogsmiljøer med lang økologisk kontinuitet (Karström 1992a). Denne metodikken er senere benyttet i det svenske nøkkelbiotop-prosjektet (Nitare & Norén 1992). Metoden er tilpasset norske forhold av Siste sjanse (Bredesen & Gaarder 1993, Siste sjanse 1993). I boreonemorale og nemorale vegetasjonsregioner i Sverige har det på 1990-tallet vært stor fokus på økologisk kontinuitet og forekomst av biller og lav i edellauvskog (Nilsson & Baranowski 1993, 1994, 1995a, Nilsson et al. 1995). Skogshistoriske data er i de fleste tilfeller mangelfulle og begrenser seg til en generell beskrivelse med bakgrunn i historiske kilder (Nilsson et al. 1995), alder på enkelt-trær (Nilsson et al. 1995) eller henvisning til annen litteratur (Nilsson & Baranowski 1993, 1994, 1995a). Det er få studier som har testet økologisk kontinuitet med gode skogshistoriske data. Et unntak er imidlertid en undersøkelse av 10 nord-svenske gransumpskog (Hörnberg et al. 1995, Ohlson et al. i trykk). Resultatet viste her en en signifikant sammenheng mellom ulike arter av laver og vedlevende sopper som skulle indikere kontinuitet og graden av brutt kontinuitet i form av det totale antallet branner i gransumpskogene (Hörnberg et al. 1995, Ohlson et al. i trykk). Forekomst av død ved var den faktoren som hadde størst betydning for artsmangfoldet i sumpskogene, som alle hadde hatt tredekning i minst 250 år (Hörnberg et al. 1995). Det største problemet med å teste økologisk kontinuitet er å skaffe gode data fra fortiden, både i tid og rom. Det er lett å gjøre ringslutninger, og i en forlengelse av dette, ende i en diskusjon om enten substrat eller kontinuitet er viktigst for artsmangfoldet (se f.eks. Ahnlund 1995, Nilsson & Baronowski 1995b). Nilsson & Baronowski (1995b) presiserer at økologisk kontinuitet er en helt avgjørende faktor for om skogen skal inneha et utvalg spesialiserte bille- og lavarter. Ahnlund (1996) derimot mener at betydningen av forstyrrelsesbiotoper er underestimert, og at det i sterkere grad bør fokuseres på substrat i ordinært drevet skoglandskap. Diskusjon representerer to motpoler, substrattilgang eller kontinuitet som er viktigst for artsmangfoldet, og behovet for videre forskning er klart tilstede.

En presentasjon av studiet til Segerström et al. (1994) kan brukes som et eksempel på faren med ringslutninger (Sjöberg & Ericson 1997). De studerte skogshistorien i en gransumpskog med forekomst av flere mosearter (Söderström 1988) og forekomst av billen *Pytho kolwensis*, alle antatt å være såkalte «kontinuitets-arter» i Sverige (Segerström et al. 1994). Denne skogen var helt åpen i perioden fra 500 til 300 år siden, og hardt kulturpåvirket fram til for 75 år siden. Studiet konkluderer med at små tregrupper kan ha fungert som refugier for kontinuitets-artene og skogområdene rundt er ikke beskrevet. Har skogen kontinuitet? Forekomst av antatte kontinuitets-arter tas til inntekt for at skogen har lang kontinuitet selv om dette ikke er verifisert med gode historiske data. Eksemplet viser vanskelighetene forbundet med å bevise kontinuitet, og dermed faren for ringslutninger. Internasjonale publikasjoner som benytter begrepet økologisk kontinuitet fra Skandinavia, legger inn et forbehold om at den økologiske faktoren kontinuitet ikke er dokumentert (se Nilsson et al. 1995, Esseen et al. 1997, Nilsson & Ericsson 1997). Dersom kontinuitets-begrepet skal være operativt i praktisk skogforvaltning, må det eksplisitt refereres til hvilke avstander det dreier seg om i tid og rom. Dette igjen handler om artenes populasjonsdynamikk, og da særlig hvilken evne de har til å spre seg til «tomme» nydannende biotoper i skoglandskapet.

Økologisk kontinuitet er i de fleste tilfeller ikke definert, men det ligger underforstått i uttrykket at det er en økologisk faktor som blir opprettholdt innenfor et areal over lang tid (en uavbrutt sammenheng). Uttrykket kan deles i tre aspekter; økologisk faktor, romlig skala og tidsskala.



Økologisk faktor: Det er gitt forskjellige betydninger av kontinuitetsbegrepet; kronekontinuitet, kontinuitet i død ved, markkontinuitet, kontinuitet i forekomst av hule trær, og slåttemarkskontinuitet. De økologiske faktorene representerer ofte kvalitative egenskaper ved skogen, og er ikke definert i forhold til kvantitative mål på hvor mye av disse kvalitetene som må ha vært tilstede tilbake i historien. Eksempelvis hvilken tredekning (antall trær) må et skogområde historisk ha hatt for at man skal kunne si at skogområde innehar kronekontinuitet?

Romlig skala: Det er grunn til å tro at det i de fleste undersøkelser (f.eks. Peterken 1974, Rose 1976) menes kontinuitet på stedet, altså et relativt lite areal rundt indikatorene. Nilsson & Baranowski (1995b) mener kontinuitet på stedet innebærer et areal større enn et skogbestand (noen hektar), men sier ikke noe mer om arealet ut over det. Problemene med å relatere kontinuitet i tid og rom, har åpnet mulighetene for en bredere betydning av begrepet. Fritz & Larsson (1997) deler økologisk kontinuitet inn i skoglig- og biologisk kontinuitet. *Biologisk kontinuitet* er kontinuitet av skogsbiotoper i skoglandskapet, der den enkelte biotop ikke behøver å ha kontinuitet på stedet. *Skoglig kontinuitet* innebefatter skogsbiotoper som uavbrutt har inneholdt en bestemt økologisk faktor. Legg merke til at biologisk kontinuitet også kan omfatte brann- og suksesjonsbiotoper. Nå kan det ikke brenne kontinuerlig i et skoglandskapet, men det må ha vært branner innenfor et skogområde f.eks. hvert 20. år. Således vil områder som for eksempel Nordmarka ikke inneha brannkontinuitet, mens områder rundt Femundsjøen trolig innehar disse kvalitetene. Gauslaa & Ohlson (1997) vektlegger kontinuitet av skogsbiotoper i skoglandskapet, altså det samme som Fritz & Larsson (1997) kaller biologisk kontinuitet. Vi ser en sterk bevegelse i utviklingen av kontinuitetsbegrepet fra en kontinuitet på stedet, til en kontinuitet av biotoper i et større skoglandskap. Dette betyr at det vi egentlig diskuterer (som vi kaller kontinuitet) er arters populasjonsdynamikk i et større landskap.

Tidsskala: I Storbritannia brukes kontinuitetsskoger (ancient woodlands) i dag om skoger som har hatt tredekning 400 år tilbake i tiden. Nilsson & Baranowski (1994) omtaler 1000 års kontinuitet i forekomst av gamle hule edellauvtrær. Nilsson & Baranowski (1995b) gir også en relativ betraktning ved at de mener det er snakk om et lengre tidsperspektiv i edellauvskoger, enn i de mer brannpåvirkete boreale skogene. Arvidsson et al. (1988) legger i begrepet skogområder som har eksistert i mer enn 300 år. Gauslaa & Ohlson (1997) diskuterer kontinuitet i et historisk perspektiv, i lys av innvandringshistorie og forstyrrelsesregimer. De mener at skogene i Skandinavia bør betraktes som svært dynamiske, og de foreslår at kontinuitetsbegrepet relateres til skogbrukets omløpstid og brukes i et 200 års perspektiv. De forutsetter da at det finnes livskraftige populasjoner av kontinuitets-artene i nærheten. Denne interessante betraktningen viser at det er viktigere å diskutere avstand mellom egnete biotoper for en art i skoglandskapet, enn om biotopen på stedet innehar kontinuitet eller ikke. Vi er igjen inne på kjernen i kontinuitetsdebatten, altså om fordelingen av egnete biotoper i skoglandskapet står i forhold til artenes mulighet for kolonisering.

Vi har sett at to skoger i Storbritannia som er like med hensyn til lokale økologiske faktorer, kan ha forskjellig artsinventar som følge av forskjellig skogshistorikk. Vil disse resultatene kunne overføres til nemorale og boreonemorale skoger i Norge? Dette kompliseres av minst fire forhold:

1) I Storbritannia har de fleste skogene en eller flere ganger i historien vært jordbruksland, 2) Skogområdene opptrer i Storbritannia som isolerte skogholmer i det nåværende jordbrukslandskapet, 3) Skogene som omfattes av undersøkelsene i Storbritannia ville fått betegnelsen som hagemarkskog eller parkskog i Norge, og 4) De fleste av indikatorartene som brukes for å påvise kontinuitet i Storbritannia, er relativt trivielle arter i Skandinavia.

En svakhet med kontinuitetsbegrepet er at det ikke er klart definert, men det synes heller ikke å være mulig å lage en spesifisert definisjon som gjelder for alle arter/artsgrupper. En definisjon må altså kobles til de arter/artsgrupper som studeres og en økologisk faktor. Begrepet kontinuitet vil således innebære at det studerte arealet er stort nok til å opprettholde en populasjon av arten over tid og denne tiden må være lang nok til at en populasjon kan etablere seg. I dag er det mangelfull kunnskap om den opprinnelige skogdynamikken, arters populasjonsøkologi og kontinuitetsbegrepet er ikke presisert i



tid og rom. I tillegg er de sjeldne artenes mulighet for kolonisering i en gitt biotop i stor grad styrt av tilfeldigheter.

Ideen om kontinuitet som økologisk faktor bygger på følgende sammenheng: jo lengre et skogsmiljø har eksistert uten drastiske endringer av definerte økologiske faktorer, dess flere arter har hatt mulighet til å kolonisere skogsmiljøet. Formålet med å benytte begrepet økologisk kontinuitet er altså å lokalisere skogsmiljøer som inneholder arter med dårlig spredningsevne. I en bevaringssammenheng er det dermed mulig å prioritere mellom skogområder som tilsynelatende ser helt like ut med hensyn på økologiske faktorer (altså skogstrukturer). To skoger ser helt like ut med hensyn på skogstruktur, men det er bare den ene skogen som har eksistert lenge nok til å inneholde arter med dårlig spredningsevne. Det er ikke dokumentasjon på at denne situasjonen eksisterer i boreale skoger, eller nemorale skoger i Skandinavia. Derimot er de skandinaviske skogene vist seg å ha vært svært dynamiske over tid, som følge av klimaendringer, stor-skala forstyrrelser og som følge av menneskets virksomhet. Det eksisterer da heller ikke dokumentasjon på at økologisk kontinuitet er av avgjørende betydning for artsmangfoldet i såkalte kontinuitetsbiotoper. Når begrepet utvides ad-hoc til å omfatte kontinuitet av biotoper i skoglandskapet, har begrepet økologisk kontinuitet mistet sin praktiske betydning innen det enkelte bestand. Urskognære biotoper er uansett av stor interesse i en bevaringssammenheng.

Det forutgående gjennomgangen viser at økologisk kontinuitet synes å være et overflødig begrep i praktisk skogforvaltning. I stedet er begrepet sterkt knyttet opp til forekomster av skogstrukturer (gamle trær, død ved, flersjiktning osv.) som inngår i restbiotopene i skoglandskapet. I en del skoglandskap kan imidlertid slike restbiotoper være svært sjeldne på grunn av bestandskogbruket, fordi det tar lenger tid å danne skogstrukturene enn hogstmodenhetsalderen gir mulighet for. Poenget er imidlertid at disse skogstrukturene nyskapes innenfor treets livsløp (dvs. 150-300 år), og skogstrukturene kan observeres direkte i skogbestandet ved hjelp av enkle indikatorer (som død ved og gamle trær).

## Indikatorer

Hensikten med å bruke indikatorer i denne sammenheng, er å påvise økologiske egenskaper eller fenomener som er vanskelig å se, med noe som er lett å se. Eksempler på indikatorer kan være skogstrukturer, skogshistorikk, indikatorarter eller naturgitte egenskaper. Indikatorer skal være et kostnads- og tidseffektivt hjelpemiddel for å kunne identifisere viktige områder for biologisk mangfold, og eventuelt for å kunne prioritere mellom områdene. Indikatorarter er benyttet for å identifisere bevaringsverdige skogsbiotoper (Karström 1992b, Siste sjanse 1993, Skogsstyrelsen 1994). I Norge er imidlertid indikatorartene som oftest benyttet sammen med registreringer av skogstrukturer, skogshistorie og bruk av tematiske kart over lokale økologiske egenskaper. Indikatorarter er lenge brukt som bioindikator for å påvise forurensning av jord, vann og luft. For å relatere indikatorart-begrepet kun til skogsmiljøer ble begrepet i Sverige endret til *signalart* (Nitare & Norén 1992). I Norge er imidlertid *signalart* benyttet for arter som ikke kvalifiserer til betegnelsen som god indikatorart (Haugset et al. 1996), men *indikatorart* benyttes fremdeles i vitenskaplige publikasjoner (Bredesen et al. 1997). Arter som skal brukes som indikatorer på bevaringsverdige skogsmiljøer bør ha: 1) Viss grad av økologisk spesialisering dvs. relativ snever toleranse overfor en eller flere viktige økologisk gradienter, 2) en god evne til å svare på endringer i miljøet, 3) en høy grad av forutsigbarhet der det er tilstrekkelig med biotopkvaliteter, og 4) mulighet for registrering hele året.

Etter at ideen om indikatorarter på bevaringsverdige skogsmiljøer ble innført i Skandinavia (Andersson & Appelquist 1987), har metoden blitt brukt i mange sammenhenger og for mange organismegrupper. I følge Hallingbäck (1996) indikerer halvparten av alle mosearter i Sverige store naturverdier, 36% (267/750) av de norske rødlistede soppartene indikerer i følge Hallingbäck (1994)



store naturverdier. Det nasjonale nøkkelbiotop-prosjektet i Sverige benytter flere hundre signalarter (Skogsstyrelsen 1994). I Skandinavia er følgende artsgrupper benyttet som indikatorarter: makrolav (Gauslaa 1994, Kuusinen 1994, 1996), skorpelav (Tibell 1992), moser (Prestö 1996, Hallingbäck 1991, 1996), sopp (Siste sjanse 1993, Bendiksen 1994, Bredesen et al. 1997), karplanter (Delin 1994, Skogsstyrelsen 1994) og trelevende biller (Martin 1989, Nilsson 1994). I Norge er det 20-30 arter som er benyttet som indikatorarter, og dette representerer kun 1-2% av de totale artsantallet på rødlistene. Prioriteringene som tas i forvaltningen krever selvsagt god kunnskap om det som det faktisk skal prioriteres mellom. Det er stilt spørsmål om hva egentlig indikatorartene indikerer, og kritikken er rettet mot at indikatorartenes økologi ofte er dårlig kjent (Sjöberg & Ericson 1997).

Sjeldne og truede arter (sjeldenhet), sammen med høyt artsmangfold (rikhet), er ofte de viktigste kriteriene som benyttes for prioritere mellom verneverdige skogområder. Identifisering av egnete verneområder ville vært enklere hvis: 1) artsrike biotoper på en organismegruppe, også er artsrike på andre organismegrupper, og 2) biotoper med sjeldne arter innen en organismegruppe inneholder mange sjeldne arter også innen andre organismegrupper. Et studie som tester fordelingen av artsgruppene fugl, sommerfugler, øyenstikkere, levermoser og vannplanter på nasjonal skala (10km<sup>2</sup> ruter) i Storbritannia viser ingen sammenheng mellom artsgruppene (Prendergast et al. 1993). I Mis-prosjektet undersøkes nå dette for en skala relevant for nøkkelbiotoper (Gjerde 1996).

Få studier har testet sammenhengen i artsdiversitet mellom ulike artsgrupper innen den samme biotopen, men en interessant studie kan nevnes. Gauslaa (1994) har sett på sammenhengen mellom forekomst av lav og forekomst av karplanter, og kom til at lavarten lungenever (*Lobaria pulmonaria*) kan brukes som indikator på artsrike skogsmiljøer. Andre studier har vist en sammenheng mellom næringsrikt jordsmonn, høy bark-pH og rik lavflora på osp (Gustafsson & Eriksson 1995). Næringsrikt jordsmonn kan med andre ord gi opphav til artsrik flora for både lav og karplanter.

Signalartene som brukes i Sverige er i mange tilfeller knyttet opp mot sjeldne områder med lokale økologiske betingelser, som kalkområder, rikmyrer, bekkeløfter og kilder. Det resonneres at arter tilknyttet disse sjeldne arealtypene dermed også vil være sjeldne. Hvis det er så at en art indikerer forekomst av andre arter, skulle en forvente en viss likhet i artsinventaret i de skogsmiljøene indikatorarten forekommer. Problemet er imidlertid at det ikke finnes datamateriale som kan sammenligne artsinventaret i et tilstrekkelig stort antall skogsbiotoper. I Sverige er det forsøkt å overføre kunnskap fra andre økosystem og artsgrupper til skogsbiotoper. Utgangspunktet for undersøkelsen var bunndyrfaunaen i vassdrag fordelt over hele Sverige. En bekk ble tilfeldig plukket ut, og bunndyrfaunaen i denne bekken er sammenlignet med 3100 vassdrag. Resultatene viser at så godt som ingen andre vassdrag hadde mer enn 60% likhet i bunndyrfaunaen og svært få hadde mer enn 40% likhet. Dette betyr at hvert eneste vassdrag, uansett størrelse, har en helt unik artssammensetning (Lingdell & Engblom 1995). Nå kan ikke denne analysen ukritisk overføres til skogsbiotoper, men den gir en pekepinn på at artsmangfoldet innen og mellom biotoper i skoglandskapet er helt unikt. I slike tilfeller gir det liten mening å definere nøkkelbiotoper. Videre i analysen poengteres det at forurensning har endret de abiotiske forholdene i mange bekker, liksom bestandsskogbruket med snauhogst har endret mange skogsmiljøer. Det er bekker i kalkområder som fortsatt har de artene som er sårbare for forsuring, og det er de urskognære skogbestandene som har de artene som er sårbare for snauhogst. Disse biotopene er med andre ord rester etter noe som har vært vanligere, altså det vi kaller restbiotoper.

I forrige kapittel ble det konkludert med at økologisk kontinuitet har liten verdi i praktisk skogforvaltning, på grunn av manglende definisjon av begrepet i tid og rom. En rekke arter er imidlertid benyttet som såkalte kontinuitetsarter. Det synes som om disse artene deler følgende økologiske egenskaper: 1) Tilpasset skogstrukturer som i dag hovedsakelig forekommer i restbiotopene, 2) Tilpasset mikroklimatiske forhold som hovedsaklig forekommer i restbiotopene, 3) Dårlig spredningsevne og begrenset mulighet til å rekolonisere nydannete biotoper, og 4) Individene har sein vekst og trenger lang tid på reproduksjon. Mjuktjafs (*Evernia divaricata*) kan stå som et eksempel på en art som tilfredstiller noen av disse punktene. Denne lavarten antas hovedsaklig å spre



seg med fragmenter som slites av fra thallus, og den er bare unntaksvis observert med effektive spredningsorganer som soredier (Ahlner 1948). Lavarten har i tillegg en snever økologisk tilpasning til lysåpne gran- og barblandingsskoger med høy luftfuktighet (Tønsberg et al. 1995). Mjuktjafs er i mange sammenhenger brukt som eksempel på en art som er helt avhengig av kronekontinuitet (Karström 1992b, Siste sjanse 1993). I de tilfeller mjuktjafs er funnet i biotoper med brannstubber, antar man at arten har spredd seg fra livskraftige populasjoner i nærheten (Sjöberg & Ericson 1997, Haugan et al. 1994). Vellykkete transplantasjoner av sjeldne og truete arter har vist at det finnes egnede biotoper i ordinært drevet skoglandskap som i dag ikke inneholder de samme artene (Gilbert 1991, Renhorn & Esseen 1995). Dette viser at skoglandskapet inneholder «tomme biotoper», og det er dermed helt nødvendig at det finnes livskraftige populasjoner av de sjeldne og truete artene i nærheten, for at de raskt skal kunne spre seg til egnede nydannete biotoper.

I de aller fleste økosystemer, finner man følgende fordeling av arter gruppert etter deres frekvens: Noen få vanlige arter og en lang rekke sjeldne arter. I bevaringsbiologien er det oftest størst fokus på de sjeldne artene, som indikatorer på biologisk mangfold. De vanligste artene kan ikke brukes som indikatorer, fordi de ofte har vid økologisk tilpasning. Sjeldne arter kan ikke brukes som indikatorer, fordi de er så vanskelig å finne. En ideell indikatorart skal forekomme i en biotop med et visst sett av egenskaper hvis og bare hvis disse egenskapene er tilstede. Med andre ord hvis biotopen har de ønskete egenskapene forekommer arten. Det er for eksempel svært mange sjeldne arter som er knyttet til kalkområder i skoglandskapet, men artene vil i mange tilfeller finnes spredt, tilfeldig, eller mangle innenfor et gitt kalkområde. Selv om relevante økologiske faktorer tilsynelatende har liten variasjon innenfor et gitt område, er det en ujevn fordeling av individer av plantearter innen det samme området. Undersøker man situasjonen ved et annet tidspunkt vil kanskje fordelingen av artene være helt anderledes.

Det finnes flere forklaringsmodeller på arters fordeling og frekvens i skoglandskapet. For å illustrere problemet med bruk av indikatorarter har vi funnet CURS-modellen (Collins et al. 1993) spesielt interessant. Kjerne-satelittart-hypotesen (Hanski 1982) sier at artene innenfor et homogent større geografisk område vil framvise en totoppet fordeling på frekvensklasser. Hanski (1982) fordeler artene på følgende to grupper:

- 1) kjernearter (core-species) som forekommer >90% av biotoper i en region og
- 2) satelittarter (satellite species) som forekommer <10% av biotopene i en region.

Denne sammenhengen er vanlig, men har ikke generell gyldighet fordi modellen har en urealistisk forutsetning om homogenitet innenfor et større geografisk område (Økland 1989). Derfor er denne modellen utvidet til å omfatte arters mengdefordeling langs økologiske gradienter, den såkalte CURS-modellen (Collins et al. 1993). Vi har nå følgende fire artsmønstre (derav CURS betegnelsen):

- 1) kjernearter (core species) som er lokalt vanlig og har en vid økologisk tilpasning,
- 2) satelittarter (satellite species) som er lokalt sjeldne og har en snever økologisk tilpasning,
- 3) urbane arter (urban species) som er lokalt vanlig og har en snever økologisk tilpasning, og
- 4) rurale arter (rural species) som er lokalt sjeldne og har en vid økologisk tilpasning.

Med utgangspunkt i denne modellen stiller vi spørsmålet: Finnes det tilstrekkelig mange arter (urban, evt. satelitt) med snever økologisk tilpasning og stor lokal forekomst i en gitt biototype at indikatorart-begrepet blir operativt? Collins et al. (1993) viser at artene responerer på et sett økologiske faktorer, og sannsynligheten for at en art forekommer på et gitt sted er klart relatert til disse økologiske faktorene. Likevel er det slik at disse forholdene bare forklarer en viss andel, fordi arten mangler der de kunne (og burde) ha forekommet. I Økland (1997) er dette fenomenet betegnet som *tilsynelatende tilfeldigheter*. Det å bruke arter som indikatorer kan derfor innebære store feilkilder.



## Konklusjon

Siden Rio-konferansen i 1992 har biologisk mangfold (biodiversitet) blitt det viktigste begrepet i en bevaringssammenheng innenfor skogbrukssektoren. Biologisk mangfold som konsept er både omfattende og ekskluderende; omfattende fordi det gjelder mangfoldet av alle gener, arter og biotoper, ekskluderende fordi det som oftest er ensbetydende med artsdiversiteten, og videre en begrenset del av artsdiversiteten. Kritiske røster har stilt spørsmål om det er mulig å bevare alle artene som separerte enheter (Gibbons 1992, Tear et al. 1995), og det foreslås at det fokuseres sterkere på høyere nivåer i naturen, ofte kalt økosystem (Franklin 1993, Friis et al. 1997, Hansson 1997). Skogøkosystemer er, i tillegg til artene og artssamfunn, karakterisert av skogstrukturer, sammensetning av skogstrukturene og økologiske prosesser som driver hele systemet. Her er vi til en viss grad inne på et motsetningsforhold; stor fokus på forvaltning av artene vil føre til mindre fokus på forvaltning av hele økosystemet. En forvaltning av økosystem tar hovedsaklig utgangspunkt i skogstrukturene; substrater, voksesteder og biotoper. Hovedutfordringen, slik vi ser det, er å bevare og restaurere opprinnelige skogstrukturer i dagens skoglandskap.

Nøkkelbiotoper omfatter i dag praktisk talt alle former for biotoper som anses viktig for biologisk mangfold og biotopene underlegges alle former for skjøtsel som ansees viktig for biologisk mangfold. Dette vil si at nøkkelbiotoper er ment å inneha en helt avgjørende rolle for å nå målsettingen om bevaring av biologisk mangfold i skog. Vi vet i dag også at nøkkelbiotoper er små av størrelse og omfatter begrensede områder av det produktive skogarealet. Derfor mener vi at nøkkelbiotopene i praksis ikke vil representere alle faktorer som er viktige for biologisk mangfold, og vi mener det er mer avgjørende hvordan mellomliggende skog forvaltes.

Uttrykk som «skogen hadde nøkkelbiotop-karakter» og «dette er en typisk nøkkelbiotop» gir for noen helt klare assosiasjoner til hva en nøkkelbiotop egentlig er. Den forutgående gjennomgangen viser imidlertid at det kan være vanskelig å definere begrepet presist. Vi vet imidlertid at mange arter er knyttet til biotoper som er naturlig sjeldne eller som er i ferd med å forsvinne fra mange skogområder. Dette tilsier at nøkkelbiotoper er et fornuftig forvaltningstiltak inntil vi får bedre kunnskap om sjeldne arters fordeling og frekvens i skoglandskapet, og økt forståelse av en biotop's funksjon i skoglandskapet. Det er først og fremst de biotopene som stadig reduseres av bestandsskogbruket som er eller vil bli en knapphetsressurs for en del arter. I mangel av presise definisjoner på nøkkelbiotop, ønsker vi en praktisk innfallsvinkel med fokus på biotoper som er sårbare i dagens skoglandskap. Inntil videre foreslår vi følgende definisjon:

*En nøkkelbiotop er et avgrenset forvaltningsområde som opprettes for å bevare eller nyskape biotoper som ikke ivaretas ved dagens skogbruk.*

«Forvaltningsområde» benyttes for å understreke at nøkkelbiotoper er et forvaltningsverktøy, og ikke et dokumentert biologisk fenomen. Definisjonen er i tillegg fleksibel i forhold til variasjoner i skogbrukets driftsformer over tid.

Vi foreslår at nøkkelbiotopene identifiseres og prioriteres ved hjelp av kvalitative og kvantitative mål på skogstrukturer, samt informasjon om stedlige økologiske egenskaper og vegetasjonssamfunn. Denne informasjonen kan skaffes til veie gjennom en utvidet skogtakst. Vi har under presentasjonen av den enkelte nøkkelbiotop gitt enkle forslag til indikatorer. I tillegg til dette vil det være nødvendig å skaffe informasjon om forekomst av direkte truede og sårbare arter innenfor takstområde. Disse forekomstene må underlegges en form for vern inntil ny kunnskap eventuelt har endret artens status. Vi har benevnet disse lokalitetene med «biotoper med truede arter». Nøkkelbiotoper og biotoper med truede arter representerer avgrensede områder i skoglandskapet som underlegges en spesiell skjøtsel med formål å bevare biologisk mangfold.



Den nøkkelbiotop-modellen vi presenterer bygger på forutsetningen om at enkelte biotoper i skoglandskapet er viktige for bevaring av biologisk mangfold. Begrunnelsen for dette bygger på kunnskap om rødlistearters biotopkrav og kunnskap om skoglig dynamikk. Disse vurderingene er gjort ut i fra dagens kunnskapsnivå om forekomst og økologi hos rødlisteartene, og dagens forekomster og fordelinger av biotoper i skoglandskapet. Vi har altså et gitt kunnskapsnivå og en gitt landskaps-kontekst. I fremtiden vil både kunnskapen og landskapskonteksten ha endret seg, og nye resultateter kan gi andre konklusjoner enn de vi presenterer her. Det er nok av eksempler der kunnskap om arters økologi i en gitt situasjon ikke kan overføres til en annen situasjon (case-studier). Den store usikkerheten knyttet til hvor effektive nøkkelbiotoper er for å nå målsettingen om bevaring av biologisk mangfold, er i hvilken grad nydannede biotoper med bestandsskogbruket vil kunne tilfredstille de spesialiserte artenes økologiske krav. Hvordan skal vi forholde oss til denne usikkerheten? Hvis vi får en situasjon i fremtiden der biotopene til de mest spesialiserte artene forsvinner helt, eller er utilgjengelige på grunn av spredningsbarrierer, vil dette ha katastrofale konsekvenser i forhold til målsettingen om bevaring av biologisk mangfold. Vi mener at sannsynligheten for at denne situasjonen inntreffer er overdrevet i rødlistene. Økt kunnskap om en arts økologi i boreale skoger har vist at arten som oftest har en bredere økologisk nisje, og større toleranse for forandringer, enn det man i utgangspunktet antok. Likevel vil det alltid være en viss risiko for at en del spesialiserte arter vil kunne uryddes på et definert skala-nivå, det være seg biotop, landskap, region eller nasjon. Implisitt ligger en slik føre-var betraktning inne når vi gir tilrådninger til nøkkelbiotop-registreringer i Norge.

Vi har delt nøkkelbiotopene inn i tre hovedgrupper; restbiotoper i skog, stedsbetingete biotoper og restbiotoper utenfor skog. *Restbiotoper i skog* representerer biotop typer som arealmessig har vist en tilbakegang siste hundre årene, som kan ha uheldige effekter på biologisk mangfold. Disse nøkkelbiotopene underlegges på generelt basis en fri utvikling. Uavhengig av skogtilstand i dag vil det være avgrensa områder i skoglandskapet som har et stort potensiale for forekomster av sjeldne og truede arter. Disse skogområdene innehar stedlige økologiske egenskaper som mange arter er tilknyttet. Vi har kalt disse skogområdene for *stedsbetingete biotoper*. Stedsbetingete biotoper kan generelt avgrensnes ved hjelp av tematiske kart. I mange tilfeller vil disse områdene innholde yngre skoger i dag, og det er viktigere å fokusere på tilpasset skogskjøtsel. I de tilfeller en restbiotop ligger innenfor et område med definerte stedlige økologiske egenskaper, vil disse områdene være spesielt viktige i en bevaringssammenheng. Den siste gruppen av nøkkelbiotoper omfattes av *restbiotoper utenfor skog*. Skogbruket kan i disse områdene fremskynde en suksessjon mot skog, og endre det videre suksessjonsforløpet i skogen. I restbiotoper utenfor skog vil et viktig tiltak være å hindre skogkultur, og å la den videre utviklingen av skogen gå sin gang.

Forvaltningen av de mellomliggende skogområdene er etter vår oppfatning likevel viktigst. Skogskjøtselen tilpasses de lokale økologiske betingelsene, og det fokuseres særlig på gjenskaping av skogstrukturer som det er mangel på i dag. De viktigste ingrediensene i en slik forvaltning er økt antall og kvalitet på gamle fleraldrete skoger, økt andel død ved, økt andel lauvtrær, og innføring av brann som økologisk faktor. Arter som er tilpasset stor-skala forstyrrelser som brann, vindfelling osv. vil være lettest å tilpasse dagens åpne hogster. Det er snakk om økt andel substrat i det ordinære skoglandskapet gjennom gjensetting av evighetstrær (f.eks. 1-2 trær pr. daa.), gjensetting av vindfall og tregrupper ved åpne hogster, unngåelse av lavtynning, akseptere selvtynning og økt andel skjermstillinger. Arter som er tilpasset små-skala forstyrrelser vil kreve sterkere modifisering av dagens skogbruk. En del skogområder må trolig settes igjen for fri utvikling, som nøkkelbiotoper. I tillegg foreslår vi følgende forvaltningstiltak; økt andel lukkede hogster, overholdelse av hogstmodenhetsalderen, økt lauvinnblanding i alle hogstklasser, unngå lavtynning, akseptere mer selvtynning og igjensetting av tregrupper på noen dekar ved snauhogst. Avslutningsvis kan vi legge til at desto bedre forvaltningen lykkes i å restaurere hele skoglandskapet desto mindre behov vil det være for nøkkelbiotoper.

Vi mener bevaringsbiologien de siste tiårene har vært sterkt fokusert på forvaltning av truede arter (rødlistearter) og forskningen har i stor grad vært opptatt av små populasjoners dynamikk – «the small-population paradigm» (Caughley and Gunn 1996). Til en viss grad har dette medført mindre



fokus på de bakenforliggende prosessene og økologiske mekanismene som forårsaker at artene går tilbake i antall – «the declining-population paradigm». Et eksempel er barksoppen rynkeskinn (*Phlebia centrifuga*), som koloniserer lite nedbrutte (10-20 år), grove granlæger. Ved hjelp av teoretiske modeller og kunnskaper om rynkeskinnets spredningsevne kan vi beregne hvor stor en nøkkelbiotop må være for at arten med 95% sannsynlighet skal overleve i biotopen de neste 100 år. Det vil imidlertid kreve adskillige ressurser, og mange års forskning å komme fram til et slikt estimat på nøkkelbiotop-størrelse. Hvis, på den annen side, skogbrukere legger igjen grove granlæger på sine eiendommer, vil man ganske raskt se om rynkeskinn dukker opp. Man kan faktisk også sjekke «gjenglemte» granlæger etter hogster 10-20 år tilbake og se om rynkeskinn finnes der. Problemet for mange arter er kanskje ikke at nøkkelbiotopene er for små, men at det ikke «produseres» grove granlæger på resten av arealet.

Både «the small-population paradigm» og «the declining-population paradigm» er viktige strategier i forvaltningen. Nøkkelbiotoper er på landskapsnivå i første rekke et «small -population»-tiltak for å hindre at allerede små populasjoner skal dø ut. Etter hvert som vi opparbeider oss mer kunnskaper om hvordan skogøkosystemet fungerer, bør vi i sterkere grad fokusere på hvordan vi skal forvalte skoglandskapet som helhet for å unngå at populasjoner blir så små at de står i fare for å dø ut.

## Nøkkelbiotoper i norsk skogforvaltning

Vi har i presentasjonen av nøkkelbiotopene bevisst vektlagt en beskrivelse av viktige økologisk prosesser og skogstrukturer. Dette har til en viss grad skjedd på bekostning av en beskrivelse av arters fordeling og respons på økologiske gradienter. Denne kunnskapen er inngående behandlet i plante-sosiologiske og økologiske publikasjoner (se referanser i Fremstad 1997). Vi ønsker heller å tilføre ny kunnskap om hvilke rødlistearter som kan bli favorisert av et nøkkelbiotop-tiltak. Vi vil presisere at sannsynligheten for å finne en av disse rødlisteartene i en gitt nøkkelbiotop er liten (jfr. tilsynelatende tilfeldigheter). I stedet resonnerer vi at økt biotopandel i skoglandskapet vil favorisere rødlistearter som har spesialiserte biotopkrav. En oversikt over de kriterier og vurderinger som danner basis for plassering av artene, samt ytterligere informasjon om rødlisteartenes forekomst og økologi er gitt i Gundersen & Rolstad (i trykk). Det er vanskelig å definere konsistente nøkkelbiotop-typer, og en vil spesielt oppdage at mange rødlistearter kan inngå i flere nøkkelbiotoper. Vil har konsekvent valgt å føre opp rødlisteartene i kun én nøkkelbiotop-type, nemlig den nøkkelbiotopen arten er sterkest tilhørende.

Det er betydelige regionale variasjoner i hva som kan oppfattes som nøkkelbiotoper. Eksempelvis vil gammel lauvskog være vanlig på Vestlandet og Nord-Norge, men sjelden på Østlandet. I dag vet vi svært lite om hvilke regionale variasjoner som skal vektlegges. I fremtiden vil det være svært viktig å avklare de regionale variasjonene på hva som kan oppfattes som nøkkelbiotoper, slik at man kan foreta lokale tilpasninger til det skalanivået (landskap) som praktisk skogbruk opererer på.

For hver nøkkelbiotop er det også beskrevet viktige økologiske prosesser og skogstrukturer, samt en liste over rødlistearter. Disse opplysningene gir til en viss grad en idé om hvilke biotopkvaliteter man skal lete etter, hva man kan forvente å finne i biotopene og hvordan biotopene kan bevares. Ut over dette er det mange uløste spørsmål når det gjelder registrering og prioritering av nøkkelbiotopene, størrelse og arrondering, andel nøkkelbiotoper i skoglandskapet, og avstand mellom biotopene.

## Restbiotoper i skog

### Brann-biotoper

Brann er den viktigste naturlige stor-skala forstyrrelsen i boreal skog, men i mer oseaniske skogsmiljøer har trolig stormfelling større betydning. Andre forstyrrelser som vindfelling, snøskred, leirras, erosjon og oversvømmelse kan lokalt ha stor betydning. De fleste naturlige branner oppstår etter lynnedslag, men mennesket har i perioder lokalt økt brannfrekvensen for å forbedre beiteforholdene (Niklasson 1998, Groven pers. medd.). Hyppige branner skaper en mosaikk av skogbestand i forskjellige suksesjonstrinn. Det meste av forskningen om brann i skog er utført i Nord-Amerika og Sverige. Naturforholdene i Norge er anderledes og resultatene kan ikke overføres direkte. Det er imidlertid grunn til å tro at brann som økologisk faktor har vært av vesentlig betydning også i Norge (Groven 1997, Groven pers. medd.).

Brann som økologisk faktor er sterkt redusert i boreale barskog. I Nord-Sverige brant det for 100 år siden 0.6-1.9% av det totale skogarealet årlig (Zackrisson 1977), dvs. i overkant av det som hogges i det samme området i dag. Selv om topografien er mer variert og klimaet fuktigere i Norge, gir disse tallene en pekepinn på potensialet for naturlige branner i boreale skoger. Årsakene til denne nedgangen er blant annet intensiv brannsløkking (Zackrisson & Östlund 1991), fjerning av tørrgadd og mindre sannsynlighet for antennelse ved lynnedslag (Zackrisson & Östlund 1991, Granström 1993, Östlund et al. 1997), og mulige klimaendringer de siste 150 år (Engelmark et al. 1994). Det har vært stor fokus på arter som er avhengig av brann for kolonisering og etablering, samt arter som foretrekker suksesjonskog etter brann (Esseen et al. 1992).

Brann innebærer en drastisk fysisk og kjemisk endring av skogøkosystemet (katastrofe eller fornyelse), og effektene på biologisk mangfold er mange. Viktige effekter er blant annet fjerning av kroneskjikt (ved kronebrann), økt mengde død ved, redusert mikrobiell aktivitet i jordsmonnet, endret næringsstatus i jordsmonnet, og redusert konkurranse for artene (Ring 1997). Brannens velkjente kort-siktige virkninger på jordsmonnet er frigjøring av basekationer, økt pH, redusert humusbyggelse, økt jordtemperatur og bedre foryngelsesforhold (Skoklefall 1973). Mindre kjent er de langsiktige virkningene av brann på energiomsetningen i økosystemet. Det er blant annet vist at kull i jordsmonnet har en vitaliserende effekt på produksjonen i skogøkosystemet, fordi kullet kan binde opp vekst-hemmende fenoler (Zackrisson et al. 1996). Fenoler anses normalt å ha en sterk hemmende effekt på nedbrytning av organisk materiale og næringsomsetning i skogøkosystemet (Zackrisson 1997). Denne katalyserende effekten av kullet i jordsmonnet avtar med tiden etter en brann, og 100 år etter brann er virkningen minimal. Trekullet har ved forsøk vist seg å øke den mikrobielle aktiviteten, og kan være en forklaring på brannens vitaliserende effekt på humusrike økosystem (Zackrisson et al. 1996). Fravær av brann kan føre til opphoping av humus og redusert stoffomsetningen, som til slutt kan ende i degenererte skogøkosystem (Zackrisson et al. 1997). Det er vist at i ekstremt gamle skoger kan husmosens (*Pleurozium schreberi*) produksjon være større enn trærnes (Longton 1992). Det er i dag ikke kjent hvilke effekter disse nye oppdagelsene har på artsmangfoldet i skog.

Forløpet for den videre suksesjonen etter en brann varierer med blant annet brannintensitet, andel ubrente arealer, antall trær som har overlevd, og mengde ubrent humus. Suksesjonen etter brann kan inndeles i tre faser (Hörnsten et al. 1995):

- 1) I de første 5 årene etter en brann finner sted inntar de mest spesialiserte branntilpassete artene; ca. 40 arter av karplanter, sopp, lav og insekter, som er direkte avhengig av brann for forekomst og reproduksjon (Essen et al. 1992, Wikars 1992, Bakke 1996, Bendiksen 1997). Artenes tilknytning til brannflater kan skyldes fravær av konkurranse, brannpåvirket substrat, eller lokal-klimatiske faktorer direkte knyttet til brannen (Wikars 1992). Spesialiserte branntilpassete insekter har god spredningsevne, og kan kolonisere ei brannflate fra mange mils avstand (Evans 1966).



- 2) I de neste 5-30 årene etter brann domineres økologiske prosesser på brannflata av treforyngelse og nedbrytning av død ved. I denne fasen favoriseres pionerarter og arter tilknyttet soleksponert død ved. Vi kan spesielt nevne en rik og spesialisert billefauna i denne suksesjonsskogen (Wikars 1992).
- 3) I tidsperioden 30-100 år etter brann har pionertrærne dannet sluttete skogbestand (gammel lauvskog). Fukktighetskrevede og mer skyggetålende arter tilpasset lauvtrær favoriseres. Lauvskogen selvtynnes og det dannes store mengder gadd og læger. Denne suksesjonsskogen begunstiger vedlevende biller, sopp og fugl knyttet til lauvtrær. Det er i alt 19 rødlistearter som har gått tilbake som følge av redusert brannfrekvens i skoglandskapet (Tabell 1).

På 1950-tallet var det en viss interesse for flatebrenning i skogbruket. Ideen var å etterligne naturlige foryngelsesforhold i furuskog. Diskusjonen dengang var sentrert rundt bedre foryngelsesforhold, fare for skogbrann og risiko for nedsatt produksjon. Forskningsresultater sådde tvil om virkningen på skogsmarkens langsiktige produksjonsevne og i visse tilfeller ble det påvist nedsatt produksjon få år etter brannen (Ring 1997). I tillegg var skadene på småplantene fra gransnutebiller og rotmorkelen i enkelte tilfeller betydelig. Følgelig fikk flatebrenning aldri noen stor plass i skogbruket i Norge.

Oppsummert kan vi si at skogbrann fremmer brannavhengige arter, og arter tilknyttet soleksponert død ved og lauvsuksjon. I tillegg viser nyere forskning at brann kan ha en fornyende virkning på skogøkosystemet. Hogst kan etterligne en brannflate ved å øke tilfanget av død ved, og ved at suksesjonen etter hogsten får gå sin gang. Siste årene har skjøtselstiltak som brenning av stående skog fått stor oppmerksomhet, og litteratur beskriver praktisk gjennomføring og virkninger av skogbrann på skogøkosystemet (se f.eks. Hörnsten et al. 1995, Weslien 1996, Solbraa 1997, Ring 1997).

## Gammel lauvskog

Naturlig fjellbjørkeskog dekker store arealer i Norge, og opphør av seterdriften har mange steder medført en ekspansjon av skogtypen. Fjellbjørkeskogen er lite påvirket av bestandsskogbruket. De naturlige lauvskogene på Vestlandet er også mange steder i ekspansjon p.g.a gjengroing av innmarksområder og redusert beitetrykk i utmarka. Lauvskog på Vestlandet er utsatt for treslagskifte til barskog. Gjerde & Sætersdal (1997) studerte hvilken effekt treslagskifte i et skoglandskap har på artsmangfoldet av fugl. Resultatene viste at treslagskifte reduserer artsmangfoldet på bestandsivå, men at innføring av barskog til et skogområde vil inntil et vist nivå øke artsmangfoldet på landskap- og regionalt nivå. Vi vet lite om disse forholdene gjelder for andre organismegrupper som for eksempel sjeldne oseaniske lav- og mosearter tilknyttet lauvskog.

I de øvrige mer kontinentale skogområdene har lauvsuksjoner (også kalt lauvbrenne) gått sterkt tilbake som følge av redusert brannfrekvens og treslagskifte til barskog. I Sverige er det anslått at ca. 8% av det opprinnelige skoglandskapet besto av lauvsuksjoner (Zackrisson & Östlund 1991). Allerede i forrige århundre var det større forekomster av denne lauvskogtypen (Östlund et al. 1997). Lauvsuksjonen er karakterisert av variert treslagssammensetning, stor mengde død ved, og småskala forstyrrelser forårsaket av selvtynning og beiting (Hörnsten et al. 1995). Pionertrærne (bjørk, osp, rogn, selje) som koloniserer ei brannflate etter brann er lyskrevede. Tette foryngelser resulterer i store selvtynningseffekter ved 40-50 års alder, og det dannes mye død ved av mindre dimensjoner.

En lauvsuksjon kan også være betinget av andre forstyrrelser som stormfelling over større arealer, og steinsprang, snøras, leirras og flom over mindre arealer. I opprinnelige barskoglandskaper ligger ofte lauvskogene som kontinuerlige strenger langs vann og vassdrag. Flom skaper ustabile elvekanter med høy utrasningsfrekvens, som gir rom for pionertrær som or og bjørk. Oreskogene dominerer i tillegg i ravinesystemer, og har ofte en historie preget av beitepåvirkning (se også nøkkelbiotopene ravine, vann og vassdrag).



Gammel selje, osp og rogn er spesielt viktige treslag for artsmangfoldet. Selje har det største lavmangfoldet, mens osp har de mest spesialiserte lavartene, f.eks. lav med blågrønnbakterier som grønn komponent (*Nephroma*, *Collema*, *Lobaria*, *Pannaria*) (Kuusinen 1994a,b). En sammenlignbar studie mellom hardt drevet barskog i Finland og opprinnelige skoger i russisk Karelen viste at skogbruk har negativ effekt på billefaunaen (*Elateridae*, smellere) knyttet til lauvtrær (Siitonen & Martikainen 1994). Wikars (1992) lister opp insekter som antas å være knyttet til, eller begunstiget av, lauvsuksesjon. Død ved er det viktigste substratet for disse insektene. Over tid vil lauvskogen avløses av granskog som kommer opp under lauvskjermen. Eldre suksesjonstrinn med blandingsskoger av gran og lauvtrær (oftest osp) har ofte en rik lavflora som følge av gunstige mikroklimatiske egenskaper (Kuusinen 1996). I alt 28 rødlistearter er direkte avhengig av gamle lauvsuksesjoner, og mange arter vil bli favorisert av økt tilgang på substrat i nøkkelbiotopene (Tabell 2).

Hvitryggspetten inntar en særstilling i boreale barskoger i Norge med sin tilknytning til gamle lauvsuksesjoner. Mens den på Vestlandet er den vanligste hakkespetten, har den forsvunnet som hekkefugl på Østlandet (Gjerde et al. 1992, Gjerde & Sætersdal 1996). Arten antas å ha gått sterkt tilbake i mer kontinentale områder som følge av redusert andel gamle lauvsuksesjoner, og isolering av eksisterende populasjoner. I Sverige er det satt igang storstilte restaureringstiltak i skogbruket (f.eks. Stora Skog) for på lang sikt å få tilbake livskraftige bestander av hvitryggspett. Planen er å bygge opp større sammenhengende lauvskogarealer (1000 daa), for å binde sammen isolerte populasjoner av hvitryggspetten. Skjøtselstiltaket er blant annet brenning av stående skog, fri suksesjon etter åpen hogst, økende lauvinnblanding i barskogen, og bevaring av eksisterende lauvskogområder.

Gamle lauvskoger med store mengder død ved er en sjeldenhet i skoglandskapet. I prinsippet kan denne nøkkelbiototypen inneholde alle lauvtreslag, men vi ønsker å rette størst fokus mot lauvsuksesjoner etter brann med osp og bjørk som de viktigste bestandsdannende treslagene. Denne nøkkelbiotopen vil dermed være viktigst i suboseaniske og kontinentale skogområder. Indikatorer blir kvantitative og kvalitative mål på død ved og gamle trær. Lauvskogsmiljøer med store mengder død ved ( $>3 \text{ m}^3/\text{daa}$ ) og gamle store lauvtrær er av umiddelbar interesse for denne nøkkelbiototypen. Spesielt viktig er forekomst av lauvtrær med hull og hulrom. Vi foreslår at gamle lauvsuksesjoner underlegges fri utvikling. Gamle lauvsuksesjoner kan gjenskapes ved at hogstflater gjennomgår en naturlig suksesjon. Andre forvaltningstiltak vil være å øke lauvinnblandingen i alle bestand og å sette igjen solide kantsoner mot vassdrag og myr.

## Fleraldret gammel granskog

Fravær av stor-skala forstyrrelser (også stormfelling og insektangrep) gir rom for små-skala forstyrrelser som dannelse av åpninger og foryngelse i åpningene, betydelig tilfang av læger, og rotvelter, og opphoping av inaktiv humus.

Dannelse av åpninger som følge av at trær dør (også kalt glennedynamikk) er regnet som en viktig små-skala forstyrrelsesfaktor i skog med lav brannfrekvens (Essen et al. 1997). Dette stadiet betegnes også som skogens klimaksstadium. Skyggetålende gran har utkonkurrert lauvskogen og forynger seg naturlig i små åpninger. Små-skala dynamikk er prosessen som leder fram til åpninger i skogen, fra et enkelt tre til en gruppe av trær som dekker noen titalls dekar (Kuuluvainen 1994). Dannelse av en åpning i en sluttet skog forandrer miljøet nær skogbunnen ved å føre til økt lysinstråling og endrede næringsforhold, som igjen setter i gang en suksesjon med endrede konkurranseforhold for skogbunnsartene (Falinski 1978).

Dannelse av åpninger er vist å være spesielt viktig for en del lavararter som er ømfintlige for direkte lysinstråling. I ekstreme tilfeller kan lavindividet skades av direkte sollys (Gauslaa & Solhaug 1996). Mer viktig er imidlertid en forståelse av hvordan solinnstrålingen i et skogbestand styrer luftfuktigheten, og dermed forekomster av lavararter med lav toleranse for tørke. I tillegg bidrar



foryngelsen i åpningene til et flersjiktet bestand, og redusert vindgjennomstrømming gir mer stabil luftfuktighet. En hogst inntil slike lokaliteter kan gi negative kanteffekter. Utdøelsen av trønderlav (*Erioderma pedicellatum*) fra Sverige (Ingelög et al. 1987) og lokal utdøelse av mjuktjafs (*Evernia divaricata*) i Nord-Sverige (Sjöberg & Ericson 1992) er eksempler på populasjoner som høyst sannsynlig forsvant som følge av hogst av omkringliggende skog. Andre studier viser også en reduksjon i vekst hos lav fra hogstkanten og et stykke inn i bestandet (Silett 1994). Men i kontrast til dette fant Renhorn et al. (1996) ingen kanteffekt på lavarter i boreal granskog. Disse lokalitetene lå imidlertid i nordvendte, lite eksponerte skråninger. Dette viser at planters respons på kanteffekter er et komplisert samspill mellom abiotiske og biotiske faktorer. En snauhogst fjerner pr. definisjon epifyttisk lav fra lokaliteten gjennom fjerning av substratet, men selv om det settes igjen egnete trær vil endringer i mikroklimaet i mange tilfeller føre til nedgang i populasjoner eller at arter forsvinner helt fra en lokalitet. I alt 58 rødlistearter har gått tilbake som følge av hogst av fleraldret gammel granskog, og flere arter blir begunstiget gjennom økte substratmengder i nøkkelbiotopene (Tabell 3).

Renvall (1995) har utført en omfattende studie av soppfunn (Basidiomycetes) på død ved i urørt barskog i Nord-Finland. Treets dødsårsak har stor betydning for videre suksessjon av sopparter og dermed lægerets nedbrytningsforløp. Pionerartene åpner nisjer for andre arter, og spiller ofte en rolle som nøkkelarter for mer sjeldne følgearter. Artsmangfoldet av sopp er størst i midlere nedbrytningsstadier, og minst i de seneste stadiene (Renvall 1995). Dette kan forklares med at et ferskt læger er et forholdsvis homogent substrat, mens den videre nedbrytningsprosessen vil gi flere nisjer i lægerets struktur, fuktighet og kjemi (Renvall 1995). Nedbrytningstiden varierer stort i Skandinavia, både som følge av regionale klimatiske forskjeller, og som følge av nedbrytningsforløpet. Blant annet er det vesentlig om treet var ferskt eller råttent når det falt overende. Forenklet vil nedbrytningstiden for gran være 70-100 år i Sør-Skandinavia (Hyttborn & Packham 1987), og 150-200 år i nord-Skandinavia (Hofgaard 1993). Det kan også være grunn til å påpeke betydningen av grove dimensjoner for arts mangfoldet av sopp. Grove dimensjoner død ved har større næringsressurser, mer stabilt mikroklima og seinere nedbrytning enn mindre dimensjoner (Renvall 1995). Rødlistearter tilpasset grove dimensjoner og sene nedbrytningsstadier forekommer i dag i alt vesentlig i gamle fleraldrete skoger (Bendiksen et al. 1997). Det er i dag lite kunnskap om dette skyldes mangel på grove dimensjoner utenfor de gamle skogene, eller om de gamle skoger har helt spesielle økologiske kvaliteter. Uansett, mangel på død ved som følge av bestandsskogbruket er den viktigste årsaken til tilbakegang for mange sopparter (Bendiksen et al. 1997). Oppsplitting av skogene og økende avstand mellom den døde veden kan være tilleggseffekter, nettopp fordi død ved representerer et temporært og begrenset substrat (Bendiksen 1994).

Gran er det dominerende treslaget i boreale deler av Østlandet og Midt-Norge, og inngår som et svært viktig treslag i den boreonemorale vegetasjonsregionen. Gran inngår som det viktigste treslaget i skogreisning på Vestlandet. En spesiell utforming har vi i boreal kystgranskog i Trøndelag og Nordland (Holien & Tønberg 1996). I Fremstads oversikt over vegetasjonstyper (Fremstad 1997) finnes følgende grandominerte skoger: blåbærskog (A4), småbregneskog (A5), lågurtskog (B1), storbregneskog (C1), høgstaueskog (C2) og rik sumpskog (E4) (Fremstad 1997).

De viktigste prosessene i en fleraldret gammel granskog av betydning for arts mangfoldet er dannelsen av gjenner og død ved. Når et tre dør dannes både død ved og en glenne. Identifisering av fleraldret gammel granskog bygger hovedsaklig på kvalitative og kvantitative mål på den døde veden. Granskogsmiljøer med store mengder død ved (>5 m<sup>3</sup>/daa), grove dimensjoner død ved (>40 cm) og sene nedbrytningsstadier er av umiddelbar interesse for denne nøkkelbiotopkategorien. I tillegg kan faktorer som fleraldret sjiktet skog, gamle trær, og lavrike trær suppleres i registreringene. Det er til slutt viktig å vurdere forekomst av skogstrukturer i forhold til de naturgitte forholdene som eksposisjon, vegetasjonstype og bonitet. Topografisk beskyttede granskogsmiljøer som bekkekløft, nordvendt li, dalbunn, og sumpskog bør få høyere prioritering enn tilsvarende granskogsmiljøer på ordinær skogsmark. Nøkkelbiotopen underlegges i de fleste tilfeller en fri utvikling, fordi det vil opprettholde eller øke kvalitetene.



## Fleraldret gammel furuskog

Furuskogen på Østlandet har dominans på høydedrag med grunnlendt mark, avsetninger med dårlig evne til å holde på vannet og i områder med permanent høy grunnvannsstand som sumpskog og myr. Den tørre, men næringsrike vegetasjonstypen, kalklågurfuruskogen, er behandlet under nøkkelbiotop kalkområde. Furuskog er branntilpasset og brann har hatt stor betydning for hvordan furuskogene er utformet i kontinentale områdene av Østlandet, Midt-Norge og Nord-Norge (Huse 1965, Johansen & Schneede 1995).

Furutreet har stor toleranse for varme, og er økologisk godt tilpasset de økologiske forholdene etter brannen. I de fleste tilfeller vil enkelte store furutrær overleve brannen og fungere som frøtrær. Brannen vil likevel etterlate seg store mengder stående og liggende dødt trevirke som vil prege området i ofte flere hundre år etter brannen. På brannflatene vil foryngelsen av furu ofte være tett, og selvtynningseffekter vil være en viktig økologisk faktor i senere suksesjons-stadier. Artsmangfoldet i brannpåvirket furuskog vil være tilpasset de ovenfor beskrevne økologiske prosessene. Mange av de sjeldne artene av sopp og biller vil være tilknyttet død ved i tørre og soleksponerte furuskoger. Gammel brannpåvirket furuskog med store mengder død ved er i dag en sjeldenhet. Dette skyldes i første rekke intensiv brannbekjempelse de siste 200 årene, og uttak av brent virke.

Vi velger å dele inn i furuskogen i Norge etter brannens betydning: 1) Kontinental furuskog med tørr og fuktig utforming. Artsmangfoldet gjenspeiler østlig innvandring fra de boreale skoger, og brann spiller historisk en viktig rolle for arts mangfold og dynamikk. 2) Kystfuruskog i oseaniske områder. Furuskogen danner hele bestand på god bonitet utenfor granas naturlige utbredelsesområde. Kystfuruskogen har innslag av mange oseaniske karplanter, moser og lav. Brann som økologisk faktor er trolig av underordnet betydning, og arts mangfoldet av lav er størst i gamle furuskogsmiljøer (Anonby 1994). Furuskogene og lauvskogene på Vestlandet har trolig den mest livskraftige bestanden av hvitryggspett i Vest-Europa i dag (Stenberg 1994). Bare 8 rødlistearter har gått tilbake som følge av hogst av den fleraldrete gamle furuskogen, men mange rødlistearter favoriseres gjennom økte substratmengder i nøkkelbiotopene (Tabell 4). Forklaringen på dette lave tallet finner man i at rene furuskogene ofte er tørre og soleksponerte, og derfor er ikke artene knyttet til denne biotopen så sårbare for åpne hogster, forutsatt at det finnes substrat på hogstflatene (læger, gadd, gamle trær osv.)

Furuskog dominerer på vegetasjonstypene Lavskog (A1), Bærlyngskog (A2) og Røsslyng-blokkbærfuruskog (A3). Furu er i tillegg et viktig innslag i blandingsskoger av Blåbærskog (A4), Småbregneskog (A5), Knausskog (A6) og Grasdøminert fattigskog (A7) (Fremstad 1997). I tillegg har Kalklågurskog et høyt arts mangfold av sjeldne og truede arter (se stedsbetingete biotoper - kalkområde).

Forvaltning av arter tilknyttet furuskog handler i stor grad om forvaltning av død furuved. Furu kan bli svært gammelt, opptil 600-700 år. I dag dannes død ved av furu hovedsaklig ved selvtynning i yngre suksesjonstrinn (h. kl III) og ved vindfelling av enkeltrær (frøtrær) eller tregrupper. Vi vet i dag ikke om disse ressursene er tilgjengelig for de sjeldne og truede artene i furuskogen. I mange tilfeller vil dimensjonene være for små, og avstandene mellom ressursene kan være for store. Dagens åpne hogster vil være et godt utgangspunkt for å kunne forvalte mange av de artene som er tilpasset død ved på tørre og soleksponerte steder (Ahnlund & Lindhe 1992). Arter som er tilpasset brannbiotoper i skoglandskapet må nødvendigvis ha god spredningsevne (Evans 1966). I mange skoglandskap og skogregioner er brann i dag eliminert som økologisk faktor, selv om det nesten overalt kan observeres kullfragmenter på trevirke eller i jordmonnet. I disse furuskogene vil tiltak som brenning av stående skog øke arts mangfoldet på dette skalanivået.

De viktigste skogstrukturene i kontinental furuskog er formet av brann. En brann har langsiktige virkninger på forekomst av død ved i furuskogen. Indikatorer for fleraldret gammel furuskog vil i første rekke være kvalitative og kvantitative mål på forekomster av død ved. Furuskogsmiljøer med store mengder død ved ( $>3 \text{ m}^3/\text{daa}$ ), grove dimensjoner død ved ( $>40 \text{ cm}$ ) og sene



nedbrytningsstadier er av umiddelbar interesse for denne nøkkelbiotopkategorien. I tillegg kan aldersfordeling, gamle trær, brannskadd virke, og brannlyrer suppleres i registreringene. Kystfurskogen er ikke i samme grad påvirket av brann, og viktigste indikatorer vil her være skogens alder og forekomst av død ved. Kalkfurskogen er en svært viktig utforming for artsmangfoldet av karplanter, mose og sopp. Denne nøkkelbiotopen underlegges i de fleste tilfeller fri utvikling, men de brannpåvirkete skogene kan med stor fordel brennes.

## Fleraldret gammel edellauvskog

Til edellauvtrærne regnes alm, ask, lind, eik, bøk og lønn. I tillegg er det vanlig å regne med svartor til edellauvtrærne. Edellauvskogen danner oftest blandingsskoger, men bøk, ask og i noen tilfeller eik danner rene bestand. Busksjiktet er ofte godt utformet med artene hassel, leddved, søtkirsebær, korsved og asal-arter. Edellauvskogen er i forhold til barskogen, relativt sett, svært viktig for artsmangfoldet i Norge. Hele 22% av rødlisteartene i skog forekommer på 1-1.5% av Norges skogareal med edellauvskog (Tomter 1996, Gundersen & Rolstad i trykk).

Biotopene i nemoral og boreonemoral sone har ofte en historie preget av jordbrukets driftsformer og arealbruk. Jordbruksområdene dekker i dag store områder av det som tidligere var edellauvskog. Likevel antar vi at edellauvskog har ekspandert noe siste hundreåret på grunn av endret arealbruk, og gjengroing av tidligere jordbruksområder (Nilsson 1997). Boreonemoral sone danner overgangen mellom de boreale barskogene og de tempererte lauvskogene (nemoral sone). Denne sonen består av en kompleks mosaikk av barskoger, lauvskoger og blandingsskoger. De økologiske prosessene er dårligere undersøkt i boreonemorale skoger enn skogene lenger sør og lenger nord. Disse skogene har store ressurser som i lang tid er utnyttet av mennesket. Det er i dag vanskelig å skille de naturlige og menneskeskapte prosessene som ligger bak endringer i vegetasjon og skogstruktur (Nilsson 1997). Et eksempel på dette kan være virkningen av granas innvandring på plante- og dyrelivet.

Gamle edellauvtrær er særlig viktig for forekomsten av vedlevende sopp, vedlevende insekter (hovedsaklig biller), samt for noen epifyttiske lav- og mosearter. Det tar atskillige år før edellauvtrærne er egnet substrat for de mest spesialiserte artene; eik kan nå aldre på godt over 400 år, mens bøk, ask og lind kan bli eldre enn 300 år (Falinski 1986, Nilsson 1997). Alderen på edellauvtrærne er trolig i seg selv av mindre betydning, men gamle trær innehar gunstige mikroklimatiske og kjemiske egenskaper. Eksempler på dette kan være bark-pH, oppsprukket bark, hulrom, og døende stammer. Eik er det viktigste treslaget for forekomst av sjeldne arter og artsmangfoldet i edellauvskogen (Martin 1989, Hultengren 1995, Gundersen & Rolstad i trykk). De nemorale eikeskogene på Sørlandet innhar et stort potensiale for bevaring av sjeldne arter i Norge. Det gjenstår imidlertid en del kartleggingsarbeid i de sørlige eikeskogene. I tillegg vil sur nedbør og nitrogennedfall vanskeliggjøre en bevaring og restaurering av eikeskogene.

Edellauvskogene i Norge utgjør en nordlig utløper av de mellom-europeiske edellauvskogene. Mange arter har utkantpopulasjoner i Norge, dvs. lokaliteter som geografisk avviker fra hovedutbredelsen. Det er vist at slike populasjoner kan inneha en spesiell genetisk variasjon og et potensiale for uavhengig evolusjonær utvikling (Lesica & Allendorf 1994). Likeledes kan hovedpopulasjonen på kontinentet være i tilbakegang. I Norge er disse artene ofte svært sjeldne (Gundersen & Rolstad i trykk). I mange tilfeller er artene vanligere sørover i Europa, og naturlig sjeldne i Norge. De artene som er sjeldne overalt (europeisk ansvarsart), eller som har gått sterkt tilbake lenger sør (norsk ansvarsart), bør få høyeste prioritet i bevaringsarbeidet. Bare 12 rødlistearter har påviselig gått tilbake som følge av reduksjon av de fleraldrete gamle edellauvskogene, men svært mange blir favorisert gjennom økte substratmengder i nøkkelbiotopene (Tabell 5). Fordi Norge befinner seg i kanten av utbredelsesområdet for mange av edellauvskogens arter, er de sjeldne og vi har lite kunnskap om forekomst og økologi. Dette er hovedgrunnen til at så få arter er påviselig systematisk truet av skogbruk.



De viktigste vegetasjonstypene i edellauvskog er Blåbær-edellauvskog (D1), Lågurtedellauvskog (D2), Myske-bøkeskog (D3), Alm-lindeskog (D4), Gråor-almeskog (D5), Or-askeskog (D6), Varmekjær kildellauvskog (E5), dels Rik sumpskog (E4) og Svartor-strandskog (E6) (Fremstad 1997).

Hvis eksisterende edellauvskoger får forbli edellauvskoger også i framtiden, vil dette gi et relativt stort bidrag til bevaring av biologisk mangfold i skog. Hule edellauvtrær og dødt edellauvtrevirke er viktige substrater for artsmangfoldet i edellauvkogen (Hanssen et al. 1985, Martin 1989). Plante- og dyresamfunnene i edellauvkogen er ofte koblet opp til gamle tradisjonelle driftsformer i jordbruket som beite, slått og styving i mer eller mindre tredekte arealer. Biotopene er avhengig av en vedvarende hevd eller aktiv skjøtsel for å opprettholde de ønskete økologiske kvaliteter. Det er av den grunn vanskelig å utarbeide standardiserte mål for de edellauvskoger som innehar et stort artsmangfold. Man har i de siste årene blitt mer klar over at edellauvkogen må underlegges en skjøtelsesplan for å opprettholde de ønskete kvaliteter. Utfordringen er å hindre gjengroing og fortetting av eksisterende edellauvskoger. Fjerning av gran og fristilling av gamle edellauvtre vil i denne sammenheng være gode tiltak. Fleraldrete gamle edellauvskoger som innehar de samme økologiske funksjoner som i en urørt skog bør underlegges fri utvikling. Eksempl på dette kan være alm-lindeskoger i rasmarksområder.

## *Stedsbetingete biotoper*

### Kalkområder

Det geologiske underlaget er viktig for jordsmonnsdannelsen og plantesamfunnets utforming. Bergartene danner en gradient fra bestandige og næringsfattige (kvartsrrike bergarter), til letttopløselige og næringsrike bergarter (kalkrike bergarter). Eksempler på kalkrike bergarter kan være kalkstein, dolomitt, marmor, leirholdige skifre, og skjellsand, samt noen mørke bergarter som grønnstein og amfibolitt. Disse bergartene gir opphav til stor artsrikdom av i første rekke karplanter, mose, sopp og landlevende snegl. Kildepåvirkete områder vil kunne ha den samme virkningen, selv i områder der de ovenfor nevnte bergartene ikke forekommer. Det kan skilles på de artene som bare forekommer på kalkrik mark, og de artene som også kan forekomme på skogsmark med høy basemetningsgrad. Det er også viktig å være klar over at mange arter har lav toleranse for kalk.

Mange av soppartene som begunstiges eller er avhengig av kalkrikt jordsmonn danner mykorrhiza (eller sopprot) med andre vekster. De fleste av disse soppartene danner mykorrhiza med trær. I slike tilfeller vil sopparten forsvinne ved hogst av vertstreet (Harvey et al. 1980). Men det kan også være slik at hogsten fører til ugunstige forandringer i vegetasjonssamfunnet for sopparten. Det er i dag begrenset med kunnskap om den tiden det eventuelt tar før soppartene rekoloniserer den nye skogen på hogstflatene (Bendiksen et al. 1997, Brandrud pers. medd.). Hele 145 rødlistearter er sterkt tilknyttet kalkområder (Tabell 6). Selv om mange av disse artene er svært sjeldne, viser dette at kalkområdene har et stort potensiale for mange sjeldne arter, spesielt i lavereliggende varme lokaliteter.

Noen arter er strengt knyttet til kalkrik mark (med kalsiumkarbonat); vegetasjonstypene Kalklågurtskog (B2) og Myske-bøkeskog (D3), mens andre arter bare er knyttet til mark med høy basemetningsgrad med vegetasjonstypene lågurtskog (B1), Lågurt-edellauvskog (D2), Alm-lindeskog (D4), Gråor-almeskog (D5), Rik sumpskog (E4) og Varmekjær kildellauvskog (E5).

Kalkområdene kan lokaliseres ved hjelp av geologiske kart. Mange sjeldne arter kan potensielt forkomme på disse arealene, og vi mener det bør utarbeides en spesiell skjøtelsesplan for kalkområder. Generelt er det knyttet for store usikkerheter til hvordan åpne hogster i kalkområder endrer



arts mangfold- og -sammensetning over tid. Derfor tilråder vi lukkede hogster og naturlig foryngelse i de gamle skogene. I de tilfeller områdene er dominert av ungskog bør det tilstrebes et variert skogbilde med hensyn på treslag og tetthet. Endelig må det hindres gjengroing av åpne beitepåvirkete hagemarksskogene på kalkgrunn. Vi fraråder tiltak som gjødsling, markberedning og sprøyting i disse områdene.

## Vassdrag

I urørte skoglandskap er lauvskogene ofte konsentrert i et belte langs vassdragene. Disse kontinuerlige biotopene kan fungere som spredningskorridorer og som viktige biotoper for plante- og dyrelivet. Disse lauvskogbiotopene er preget av forstyrrelser forårsaket av vann og biotopene innehar lokal-klimatiske gunstige forhold for fuktighetskrevede arter. Endringer i skogøkosystemet vil påvirke vannøkosystemets strukturelle, fysiske og kjemiske egenskaper. Tiltak som gjensetting av kantsoner langs vassdrag er ment å hindre en del av de ugunstige virkningene.

Skogbrukets innvirkning på biologisk mangfold i vannøkosystemet er lite studert i Norge. I Nord-Amerika og tropiske strøk er det langt større fokus på negative effekter av skogbruk på vannøkosystemet. Disse forskjellene skyldes i første rekke at jordsmonnet i Norge er lite erosjonsutsatt og at skogbruket ikke påvirker økonomisk viktige arter i vannøkosystemet. I mindre vassdrag i Norge vil omfattende snauhogst og drenering i nedbørsfeltet endre de hydrologiske, kjemiske og fysiske egenskapene på kort og lengre sikt. Det er først og fremst de kjemiske endringene etter snauhogst som har fått oppmerksomhet i Norge. Drenering av myrområder vil drastisk kunne endre vannføringen gjennom året. Likeledes vil snauhogst blant annet kunne føre til økt mengde organisk materiale. De ovenfor beskrevne virkningene vil kunne påvirke arts mangfoldet og forekomst av rødlistearter. Vi har i denne sammenhengen listet opp noen rødlistede nymfer, øyestikkere og en vårflue som kan påvirkes negativt av skogbruksaktiviteter. Vi presiserer likevel at det er mangelfull kunnskap om direkte og indirekte negative effekter av skogbruk på de vannlevende sjeldne og truede artene. I alt 61 rødlistearter er knyttet til små dammer og mindre vassdrag (Tabell 7). Mange av disse artene er avhengig av at de økologiske forholdene i og ved vann opprettholdes, for eksempel ved kantsoner.

Ideen om spredningskorridorer for dyr og planter har lenge eksistert i litteraturen. I starten undersøkte man forflytningsmønstre hos høyerestående dyr i fragmenterte landskap. Senere har man undersøkt effekten av spredningskorridorer på spredning av planter og insekter. Simberloff og Cox (1987) oppgir positive effekter av korridorer, fordi korridorene begunstiger spredning av arter, og fordi korridorer fører til økt tilgjengelighet av egnete biotoper. Teoretisk vil det dermed være slik at biotoper som er tilknyttet en korridor vil inneholde flere arter enn en tilsvarende biotop som ikke er tilknyttet en korridor. I tillegg vil individene i større grad utveksle arvemateriale i korridorsystemene. Dette hinder genetisk drift og innavlsdepresjon i isolerte biotoper. Det er imidlertid problematisk å skaffe empirisk materiale som viser at korridorene faktisk har en positiv effekt for spredning av planter og dyr (Gustafsson & Hansson 1997). Det er ikke nok å påvise at dyr benytter korridorene til forflytning, men det må samtidig også påvises at spredningen enten ikke foregår utenfor korridoren eller skjer med betydelig mindre hastighet utenfor korridoren. Litteraturstudier viser at det er lite kunnskap om korridorenes faktiske betydning for spredning av planter og dyr (Nohlgren & Gustafsson 1995). Lettere er det å akseptere at biotopene langs vassdrag er viktige biotoper for fuktighetskrevede plantearter.

Vassdrag identifiseres på topografisk kartverk, og vi foreslår den landsdekkende kartserien M711 som et utgangspunkt. Tiltaket vil være å sette igjen eller opparbeide solide kantsoner langs stillestående og rennende vann. Det vil være spesielt viktig å skape bestandige kantsoner ved hjelp av variert treslagssammensetning og flersjiktet skog. Den primære hensikten er å bevare det fuktige skogsmiljøet langs vassdragene og å motvirke negative effekter på vannøkosystemet. Derfor mener vi det kan være aktuelt å utnytte de mest verdifulle trærne i denne sonen, forutsatt at dette ikke forringer



hensikten med kantsonen. Det er helt umulig å angi et generelt faglig råd på bredden av kantsonen, fordi dette vil variere sterkt med eksposisjon, skogens beskaffenhet og hogstform. Dette må avgjøres av den enkelte skogplanlegger eller skogforvalter i hvert enkelt tilfelle.

## Rikmyr

Forekomst av rikmyr er betinget av god næringstilgang via grunnvannet; innholdet av metallioner må være høgt, og grunnvannet må ikke være for surt. Vannet i de sure nedbørsmyrene har vanligvis pH 3.5-4.0, mens rikmyrene har pH 6.0-7.0, og de ekstremrike myrene har pH 7.0 eller høyere (Moen 1985). Rikmyr-arealene dekte større områder større i tidligere tider. Dette skyldes både naturlige og menneskeskapte prosesser. Etter istiden har klimatiske forhold i Norge ført til en storstilt oppbygging av torvjord, og mange rikmyrer er blitt omformet til næringsfattige nedbørsmyerer. I dag kan meter-tykke torvavsetninger ligge over næringsrike torvlag, og dette forteller oss at rikmyrer var vanligere for flere tusen år siden. Men også menneskenes aktiviteter gjennom oppdyrking og skogproduksjon har redusert rikmyrarealet. I dag finnes de største rikmyrområdene i høyereliggende områder, fordi prosessen med oppbyggingen av humus går seinere, og fordi drenering har vært mindre omfattende.

Utnyttingen av utmarka til seter- og slåttebruk har gått tilbake fra slutten av forrige århundre, og i dag har denne aktiviteten så godt som opphørt. Med sigd og ljå har mange av rikmyrene vært utnyttet i flere hundre år. Denne aktiviteten har hindret oppbygging av torv, gjengroing og uttørking av myrene. Mange av rikmyrene i lavereliggende områder er nettopp opprettholdt som rikmyr på grunn av kulturpåvirkning. Opphør av slått og beite fører til endringer i vegetasjonen med påfølgende krattdannelse. Vellykkete prosjekter med skjøtsel av rikmyrer er utført f.eks. i Sølendet naturreservat (Moen 1985).

Grøfting av myr fører til bedre gjennomlufting ved at grunnvannet senkes. Omsetting av organisk materiale settes i gang og næringsstoffer frigjøres. En grønfting kan føre til varige endringer i myrøkosystemet, og det skjer omfattende endringer i dyre- og planteliv. I vårt århundre har intensiteten i grønftingen variert sterkt, og i rekordårene på 1930-tallet ble det tørrlagt nesten 200 km<sup>2</sup> myr pr. år, det meste for skogreising. Moen (1985) regner med at omlag 20-25% av myrarealet under skogrensa er grønftet, og offentlig statistikk opererer med omlag 12% av myrarealet som er grønftet for skogreising (Skogstatistikk 1996). I boreonemorale og sørboreale områder har myrandelen alltid vært liten, og det er disse myrene som er drenert for jordbruksformål. I områder under 100 m.o.h. er myrandelen omlag 2%, mens områder som ligger 500-1000 m.o.h. har en myrdekning på omlag 20% (Moen 1985). Rikmyrer i lavereliggende områder har, foruten mange av de sjeldne og truede artene på rikmyr generelt, innslag av varmekjære planter. Myrrealene i Norge er fordelt på hovedtypene ombrotrof myrvegetasjon, fattigmyrvegetasjon, intermedier myrvegetasjon og rikmyrvegetasjon (Fremstad 1997). Vi har definert de viktigste myrtypene, i forhold til forekomst av rødlistearter og grønfting som trussel. Vegetasjonstypene er Skog-/krattbevokst intermedier myr (L1), Skog/krattbevokst rikmyr (M1), Middelsrik fastmattemyr (M2) og Ekstremrik fastmattemyr (M3). I tillegg inkluderer vi kildevegetasjon av typen Rikkilde (N2) og Sig-vegetasjon (N3) til denne nøkkelbiotopen. Ved generelt å unngå grønfting og skogkultur i gjenværende rikmyr-arealer, og spesielt rikmyrer i lavereliggende områder, vil mange av de 23 rødlisteartene kunne sikres for framtiden (Tabell 8).

## Bergvegg

Bergvegg er et topografisk betinget landskapselement. Bergvegger kan være svært heterogene i form, næringsinnhold og andre abiotiske faktorer, slik at de skaper livsbetingelser for mange mange arter. En del spesialiserte mose- og lavararter er knyttet til gunstige mikroklimatiske egenskaper i bergveggen. Disse artenes forekomst er betinget av substratets egenskaper (næringsinnhold, fuktighet), eller andre abiotiske forhold som luftfuktighet, skygge, lys og temperatur. I mange tilfeller er det avgjørende for mest de spesialiserte artene at bergveggen innhar høy luftfuktighet og begrenset med direkte solinnstråling (Kuusinen et al. 1993). Det er særlig nordvendte bergvegger som innehar truede og sjeldne



arter. Forekomst av en spesiell skogtilstand rundt bergveggen kan ofte være helt avgjørende for å opprettholde livsbetingelsene for disse artene. Det samme resonnementet kan gjelde store steiner og blokkmark i skog. Det er vesentlig lav- og mosearter som er knyttet til fuktige, ofte nordvendte bergvegger. Av de 16 rødlisteartene som er knyttet til bergvegger (Tabell 9), er mange av dem avhengig av at bergveggen ikke eksponeres for sol og vind. En gjensetting av en solid kantsone (skjerm) mot bergveggen vil kunne øke mulighetene for artene til å overleve åpne hogster, selv om lukkede hogster (bledning, plukkhogst) vil være et sikrere tiltak.

Om bergvegger skal registreres som nøkkelbiotoper avhenger i stor grad med hvor i Norge en befinner seg. I de lettredne skogområdene på østlandet og trøndelag vil vi anbefale at bergvegger registreres, mens det er liten hensikt å registrere bergvegger på Vestlandet. Bergvegger kan identifiseres på detaljerte topografiske kartverk. Vi anbefaler at det ved hogst i bestand med bergvegger sterkt vurderes om det skal settes igjen en skogskjerm inn mot bergveggen. Skjermen må være stor nok til at de lokalklimatiske forholdene opprettholdes. Dette avhenger igjen av de naturgitte forholdene.

## Flommark

Flommarkskog er knyttet til vann og vassdrag, og representerer områder som periodevis og minst en gang i året påvirkes av en oversvømmelse. De største arealene med flommarkskog er knyttet til de store elvene. Flattere partier av elva danner elvesletter eller deltaer med vegetasjon som innehar stor toleranse for fluktuerende sandbanker og for vann. Mindre arealer langs bekker og raviner kan også karakteriseres som flommarkskog. Den vanligste vegetasjonstypen i lavereliggende områder er Gråor-heggeskog (C3), andre relevante vegetasjonstyper for denne nøkkelbiotopen kan være Låglandviersump (E2) og Rik sumpskog (E4). Beverens demninger kan lokalt gi opphav flommarkskog. Flommarkskog må generelt registreres i felt, men noen områder kan lokaliseres med detaljert topografisk kartverk. Drenering og andre skoglige inngrep som drastisk endrer biotopens karakter vil ødelegge livsbetingelsene av de fuktighetskrevene artene. Vi har nevnt kun 9 rødlistearter som er knyttet til flommarkskog (Tabell 10), men en viktig årsak til dette er at nøkkelbiotopen overlapper med vassdrag.

## Ravine

Ravineområder forekommer hovedsaklig på marine avsetninger. Områdene under marin grense har oftest en lang historie preget av jordbrukets driftsformer, og store arealer er planert for intensivt jordbruk. Ravineområdene som innehar viktige biotoper for biologisk mangfold kan være naturbeitemarker, hagemarkskoger og lauvskoger. I dag har endret arealbruk og opphør av hevd satt i gang en gjengroingsprosess på tidligere naturbeiter og hagemarkskoger. Or koloniserer raskt tidligere innmarksområder, og danner tett skog. Oretreet blir sjelden eldre enn 60 år i slike skoger, og selvtynningseffekter kan skape store mengder død ved. Ravineområdene ligger ofte beskyttet i terrenget. Bekker og kildeutspring skaper fuktige livsbetingelser for mange spesialiserte arter.

Mange av rødlisteartene som er listet opp i denne nøkkelbiotopen er tilpasset or. Det kan legges til at de sjeldne og truede lavartene tilknyttet kystgranskog (boreal regnskog), oftest er lokalisert i ravine-systemer. Kystgranskog er imidlertid beskrevet under nøkkelbiotop fleraldret gammel granskog. Vegetasjonstypen Gråor-heggeskog er ofte lokalisert i ravineområder (i likhet med flommarkskog), og tilhørende rødlistearter er ikke listet opp som ravine-arter (Tabell 11). Dette er hovedsaklig arter som er knyttet til gråor i lavereliggende områder. Død ved er en viktig faktor for mange av oreskogartene. Oreskoger er lite verdsatt som tømmer-ressurs og områdene er utsatt for treslagskifte med granplantinger.

Ravineområder kan lokaliseres ved hjelp av kvartærgologisk kart. En forvaltning av oreskogen vil i mange tilfeller ha som formål å bevare den tilstanden som er framelsket gjennom langvarig hevd.

Treslagskifte til gran og snauhogst er de største truslene for artene som er tilknyttet denne nøkkelbiotopen.

## Bekkekløft

Bekkekløfter er ofte i liten grad berørt av stor skala-forstyrrelser som brann og vindfelling. Områdene er ofte så vanskelig tilgjengelig for skogsdrift at de historisk og i dag er begrenset hogstpåvirket. Det er likevel de naturgitte egenskapene med store variasjoner innen korte avstander som skaper det store artsmangfoldet. Bekkekløftene kan betraktes som stabile med hensyn til abiotiske faktorer som fuktighet, lysforhold og vindpåvirkning, noe som gir gunstige livsvilkår for spesialiserte arter av lav, moser og karplanter. I denne sammenheng er nordvendte bekkekløfter av størst interesse.

I kontinentale områder vil mange fuktighetskrevede rødlistearter kun forekomme i bekkekløftene. Bekkekløftene er således viktige for artsmangfoldet på regional skala. Bekkekløftene i Gudbrandsdalen innehar et stort antall av sjeldne lav- og karplantearter. Noen av bekkekløftene er foreslått vernet eller vernet som naturreservater (DN 1995, Korsmo & Svalastog 1994). Bekkekløftene i Gudbrandsdalen representerer et spesielt floraelement (Hjelmstad 1979). For karplantene er det spesiell interesse knyttet til de såkalte huldreplantene, som er representert i rødlista ved skogranke (*Clematis alpina*), Sudetlok (*Cystopteris sudetica*) og russeburkne (*Diplazium sibiricum*) (Tabell 12). Biotopene til disse artene er verneverdige i europeisk sammenheng (Hjelmstad 1978, Berg 1983a, b).

Årsaken til at vi har oppført så få rødlistearter tilknyttet bekkekløfter, er at det faktisk er så få arter som utelukkende er knyttet til denne biototypen. På den annen side innehar bekkekløftene et så variert livsmiljø for artene, at svært mange rødlistearter kan forekomme der. I dette tilfelle er antall rødlistearter (se Tabell 12) ikke et godt mål på viktigheten av nøkkelbiotopen.

Nøkkelbiotopen kan identifiseres ved hjelp av topografiske kart. Det foreligger omfattende litteratur som omhandler artsmangfoldet i en rekke bekkekløfter. Bekkekløfter som i tillegg innehar kriterier som tilfredstiller nøkkelbiotopen fleraldret gammel granskog bør underlegges fri utvikling. I noen tilfeller kan lukkede hogster gjennomføres, men dette må skje i samråd med fagpersoner. I de tilfeller bekkekløftene er dominert av ungskog bør det tilstrebes et variert skogbilde med hensyn på treslag og tetthet.

## Rasmark

Rasmark er avgrensa, små spredte arealer i skoglandskapet. I de tilfeller skogproduksjonen er begrenset eller at rasmark-områdene er vanskelig tilgjengelige for skogbruk, er dette områder som skogbruket betegner som økonomisk impediment. Mange spesialiserte rødlistearter forekommer oftest i sørvendt rasmark. Rasmarkområder er påvirket av små-skala forstyrrelser som ras, sig, telehiv og steinsprang. Utrasinger gir økologiske gunstige betingelser for en del suksesjonsarter. I de tilfeller påvirkningen har pågått lenge vil områdene ofte inneholde et stort antall suksesjonsarter. Dette leder til at rasmark som biotop kan betraktes som et stabilt miljø, på lik linje med små-skala-dynamikk i fleraldret gammel granskog. Sørvendte rasmark er karakterisert av tidlig snøsmelting og lang vekstsesong i forhold til de øvrige skogarealene. I edellauvskogen finner vi i de sørvendte rasmarkene noe av den mest varmekjære vegetasjonen i Norge. Vegetasjonstypen alm-lindeskog har sine rikeste utforminger på kalkrike bergarter. Det er registrert en rik mykorrhizasopp-flora på denne vegetasjonstypen i Oslofjordområdet. I alt er det registrert ca. 50 slørsopp-arter (*Cortinarius*) på kalkrike rasmarker (Tabell 13), og omlag halvparten av disse er mykorrhizadannende med lind eller lind/hassel (Brandrud 1986). To sopparter er nye for vitenskapen; *C. osloensis* og *C. tiliae* (Brandrud pers. medd.). Mange av slørsoppene er i tillegg svært sjeldne på verdensbasis. Slørsopp-artene opptrer ofte i små, isolerte populasjoner. Selv om man vet at slørsopp-arter finnes innen et rasmark-område, er det ikke gitt at man finner dem hvert år på grunn av variasjoner i fruktifisering fra år til år.



På Vestlandet har arealer med uproduktive rasmarker gitt et viktig tilskudd til vinterfóret gjennom styving av edellauvtre. Styvingstrær har et særeget innslag av mose- og lavararter i tillegg til de artene som ellers inngår i hagemarkskog på Vestlandet. Rasmark-områdene lokaliseres ved hjelp av topografisk kartverk. Forslag til forvaltning vil hovedsaklig innebære at rasmark-områdene underlegges fri utvikling. I noen tilfeller vil fortsatt hevd eller fjerning av gran være nødvendig for å opprettholde livsbetingelsene til sjeldne og truete arter.

## *Restbiotoper utenfor skog*

### Hagemarkskog

Hagemarkskog danner en overgangsform mellom åpne jordbruksarealer og skog. I mange tilfeller finnes hagemarkskogene nær gard eller seter. Hagemarkskog inneholder ofte styvingstrær, dvs. at lauv og små kvister er høstet til vinterfór. Hagemarkskog er et samlebegrep for et spekter av vegetasjonstyper og treslag, og finnes over hele landet. Derfor er hagemarkskog ikke definert som egen vegetasjonstype, men klassifisert på lik linje med engvegetasjonstypene (Fremstad 1997). Det er altså fordelingen av trærne som skiller hagemarkskog fra naturbeite. Skogen er åpen nok til at det utvikles en engvegetasjon, og har færre trær enn sluttet skog. De sjeldne og truete artene i hagemarkskoger er hovedsaklig knyttet til trærne; parasitter på levende trær, nedbrytere av dødt trevirke, mykorrhizadannere og spesialister knyttet til stor lystilgang og høy temperatur. Forekomster av sjeldne og truete arter i hagemarkskogen er ofte knyttet til gamle edellauvtrær, og derfor er hagemarkskoger i nemoral og boreonemoral vegetasjonssone viktigst for artsmangfoldet (Tabell 14).

Hagemarkskogen har innslag av arter som både forekommer i skog og på naturbeite. Spesielt i edellauvskogområder med en historie preget av utnyttelse i form av jordbruk, beite og hogst, er åpne skoger vidt utbredt og inneholder et stort artsmangfold. Vi har valgt å klassifisere mange rødlistearter som edellauvskogarter i stedet for hagemarkarter. De rødlisteartene som er knyttet til gamle trær i åpne skoger, er regnet som hagemarkskogsarter. Eksempelvis er lavfloraen på Vestlandet karakteristisk med mange arter tilknyttet gamle styvingstrær (edellauvtrær). Disse artene begunstiges av halvåpen skog, gamle trær og oseanisk klima.

Hagemarkskogen må registreres i felt. Hagemarkskog er en kunstig skogtilstand, og er helt avhengig av fortsatt hevd for å eksisterer. I de tilfeller hagemarkskogen er i ferd med å vokse igjen med småskog, vil det være et godt tiltak å fristille de gamle trærne.

### Naturbeite

Naturbeite (jf. Fremstad 1997) har i de aller fleste tilfeller oppstått etter slått eller beite, eller en kombinasjon av driftsformene. Slåttemark som slås regelmessig, inneholder oftest stedeagne arter i et artsrikt ensjiktet feltsjikt av gras og urter. Vegetasjonen gjenspeiler ofte tidspunktet for slåtten. Det finnes nok store lokale variasjoner ved utøvelse av slåtten, men helt generelt startet slåtten først på de mest produktive områdene, mens de magreste markene ble slått senere ute i august. En senere slått bidro til at flere arter fikk tid til å modne frøene. Seint slåttetidspunkt ga derfor opphav til de mest artsrike slåttemarkene. Slåtten er ikke artsselektiv, og slåttemarka er derfor karakterisert av mange individer av hver art jevnt fordelt over området. Slåttemarkene ble sjelden gjødslet, fordi gjødsla ble brukt på åkeren. Mange arter som er ømfintlige for nitrogen- og fosforforbindelser, og som vil falle ut selv ved moderat gjødsling, er derfor typiske for slåttemarkene. I dag er det de ugjødslete slåttemarkene som generelt har den mest artsrike floraen, særlig hvis jordsmonnet i tillegg er kalkrikt. Beitemark favoriserer en tråkk- og beitetolerant flora. Feltsjiktet er flersjiktet med dominans av flere livs- og vekstformer. Beitemark i hevd har normalt ikke tre- og busksjikt, idet trær og busker fjernes med hensikt, og ungplantene blir beitet. Det er først i gjengroingsstadier at tre- og busksjikt etableres og lyngarter vandrer inn.

Endret arealbruk med opphør av hevd fører til kolonisering av lyngarter, busker og trær, mens de opprinnelige artene etterhvert vil bli utkonkurrert. Pionerartene bjørk, osp, rogn og en del lyngarter er de første til å kolonisere nedlagt naturbeite i boreal vegetasjonsregion. Gråor er en viktig pionerart på næringsrik mark (ravinedaler). I de nemorale og boreonemorale vegetasjonsregionene er det særlig eik, osp og bjørk som dominerer suksesjonen, med ask og svartor på henholdsvis friskere og fuktigere mark. Forholdet mellom suksesjonsartene og de opprinnelige artene sier noe om hvor langt suksesjonen har kommet. Forekomsten av arter tilknyttet naturbeiter gjenspeiler graden av kulturpåvirkning i skogen.

Vi har i dette prosjektet valgt å fokusere på de mer næringsrike og fuktige utformingene som vegetasjonstypene Middels næringsrik eng (G12), Frisk, næringsrik natureng (G13) og Frisk, næringsrik gammeleng (G14) (etter Fremstad 1997). I følge Fremstad (1997) er kulturbetingete engvegetasjonstyper ikke vel avgrenset. Vi har derfor i våre lister valgt å ta med en del rødlistearter som er tilknyttet andre typer (f.eks. tørrere baserik mark), i de tilfeller skogbruk er oppgitt som en potensiell trussel for arten i litteraturen (Tabell 15).



## Litteratur

- Ahlén, I. 1982. Bevarande av naturskogar och urskogar. II. - Skog Lantbr. Akad. Tidskr. 121: 221-226.
- Ahliner, S. 1948. Utbredningstyper bland nordiska barrträdslavar. - Acta Phytogeogr. Suec. 22: 1-257.
- Ahnlund, H. 1995. Vad styr förekomsten av krävande vedskalbagger - beståndskontinuitet eller substrattillgång. - Ent. Tidskr. 116: 25-26.
- Ahnlund, H. 1996. Vedinsekter på en sörmländsk aspstubbe. - Ent. Tidskr. 117: 137-144.
- Ahnlund, H. & Lindhe, A. 1992. Hotade vedinsekter i barskoglandskapet - några synspunkter utifrån studier av sörmländska brandfält, hållmarker och hyggen. - Ent. Tidskr. 113: 13-23.
- Alexander, K. N. A. 1988. The development of an index of Ecological Continuity for deadwood associated beetles. - Antenna 12: 69-71.
- Andersson, B. & Danielson, B. 1997. Naturvårdsutbildning. - Skogsstyrelsen Rapport nr. 2/97.
- Andersson, L. & Appelquist, T. 1987. Lunglav och almlav, indikatorer på värdefull løvskog. - Svensk Bot. Tidskr. 81: 185-193.
- Andrén, H. 1995. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. - Oikos 71: 355-366.
- Andrén, H. 1997. Habitat fragmentation and changes in biodiversity. - Ecol. Bull. 46: 171-181.
- Angelstam, P. 1997. Landscape analysis as a tool for the scientific management of biodiversity. - Ecol. Bull. 46: 140-170.
- Angelstam, P. & Pettersson, B. 1997. Principles of present Swedish forest biodiversity management. - Ecol. Bull. 46: 191-203.
- Angelstam, P., Rosenberg, P. & Rülcker, C. 1993. Aldrig, Sällan, Ibland, Ofta. - Skog & Forskning 1: 34-41.
- Anonby, J. E. 1994. Epifyttisk lavflora i vestnorsk furuskog - sammenligning av en naturskog og en kulturskog. - Blyttia 2: 81-87.
- Anonym 1996. Truete pattedyr i Norge. - Liste fra DN (upubl.).
- Aronsson, M., Hallingbäck, T. & Mattson, J.-E. 1995. Rødlistede växter i Sverige 1995. Artdatabanken, Uppsala.
- Arvidsson, L., M. Lindström, L.-E. Muhr, B. Ståhl & S. Wall. 1988. Lavfloraen i Näverkärrskogen i Bohuslän. - Svensk Bot. Tidsskr. 82: 167-192.
- Baker, C. A., Moxey, P. A. & Oxford, P. M. 1978. Woodland continuity and change in Epping Forest. - Field studies 4: 645-669.
- Bakke, A. 1996. Virkningen av skogbrann på billefaunaen. - NISK. Rapport fra skogforsk 3/96.
- Ball, D. F. & Stevens, P. A. 1981. The role of "ancient" woodlands in conserving "undisturbed" soil in Britain. - Biol. Conserv. 19: 163-176.
- Bendiksen, E. 1994. Registrering av biologiske verdier i naturskog basert på en pilotundersøkelse i Oslo kommunes skoger. - NINA Oppdragsmelding 294.
- Bendiksen, E. 1994. Sopp og lav - indikatororganismer for gammelskog med stort artsmangfold. - Blyttia 52: 159-166.
- Bendiksen, E. 1997. Suksesjon av storsopper og autotrof vegetasjon etter skogbrann. I: Solbraa, K. (red.) Brannflatedynamikk i skog - NISK. Aktuelt fra Skogforsk 2: 34-35.
- Bendiksen, E., Brandrud, T. E. & Jordal, J. 1998. Truete sopparter i Norge. - Fungiflora (i trykk), Oslo.
- Berg, R. Y. 1983a. Bekkekløftfloraen i Gudbrandsdal II. Kløftene. - Blyttia 41: 42-56.
- Berg, R. Y. 1983b. Bekkekløftflora i Gudbrandsdal. - Blyttia 41: 42-56.
- Brandrud, T. E. 1986. Det sørlige og sørøstlige edelløvskogselement blant jordboende storsopper i Norge. - Agarica 7: 210-220.
- Bratt, L., Cederberg, B., Hermansson, J., Lundquist, R., Nordin, A. & Oldhammer, B. 1993. Särnaprosjektet. Inventeringsrapport från en landskapsekologisk planering. - Dalanatur 10 (Spesialutgave).
- Bredesen, B. & Gaarder, G. 1993. Skogbrukets sjanse til å sikre miljøer for truede arter. - Norsk Skogbruk 1: 28-29.

- Bredesen, B., Gaarder, G. & Haugan, R. 1993. Siste sjanse. Om indikatorarter for skoglig kontinuitet i barskog, Øst-Norge. - NOA Rapport nr. 1/93.
- Bredesen, B., Gaarder, G., Økland, B., Røsåk, Ø., Aanderaa, R. & Haugan, R. 1994. Økologisk undersøkelse av indikatorarter for kontinuitet i barskog, Øst-Norge. - NOA Rapport nr. 1/94.
- Bredesen, B., Haugan, R., Aanderaa, R., Lindblad, I., Økland, B. & Røsok, Ø. 1997. Vedlevende sopp som indikatorarter på kontinuitet i østnorske granskoger. - *Byttia* 54: 131-140.
- Bruun, M. 1987. Natur- og kulturlandskapet i arealplanleggingen. Bind 1 og bind 2. -Nordisk Ministerråd Miljørapport nr. 3/87.
- Buckland, P. C. & Dinnin, M. H. 1993. Holocene woodlands, the fossil insect evidence. - *English nature science* 7.
- Carlsson, M. & Lämås, T. 1994. Brattåker och Äspered en probleminventering i SLU:s prosjektområden. - Skogsakta nr. 20/94.
- Caughley, G. 1994. Directions in conservation biology. - *Journal of Animal Ecology* 63: 215-244.
- Caughley, G. & Gunn, A. 1996. *Conservation Biology in Theory and Practice*. - Blackwell Science.
- Cederberg, B., Hermansson, J. & Lundquist, R. 1993. Nyckelbiotoper i skogarna vid våra sydligaste fjäll. - Skogsstyrelsen Rapport nr. 5/93.
- Collins, S. L., Glenn, S. M. & Roberts, D. W. 1993. The hierarchical continuum concept. - *J. Veg. Sci.* 4: 149-156.
- Day, S. P. 1993. Woodland origin and "ancient woodland indicators": a case-study from Sidlings Copse. Oxfordshire, UK. - *The Holocene* 3: 45-53.
- Delin, A. 1992. Kärlväxter i taigan i Hälsingland - deras anpassningar til kontinuitet eller störning. - *Svensk. Bot. Tidsskr.* 86: 147-176.
- DeMaynadier, P. & Hunter, M. J. 1997. The role of keystone ecosystems in landscapes. - I: Boyce, M. S. & Haney, A. (red.), *Ecosystems Management. Applications for Suitable Forest and Wildlife Resources*. Yale University Press, New Haven, USA.
- DN 1988. Forslag til retningslinjer for barskogvern. DN-rapport 3/88.
- DN 1995. Naturvernområder i Norge 1911-1994. DN-rapport 3/95.
- DN 1996a. Plan for tiltak i verneområde. DN-rapport 4/96.
- DN 1996b. Status for verneområde der verneverdiene er trua. DN-rapport 1/96.
- DN 1997. Boreal regnskog i Midt-Norge. DN-rapport 2/97.
- Dobson, A. P., Rodriguez, J. P., Roberts, W. M. & Wilcove, D. S. 1997. Geographic distribution of endangered species in the United States. - *Science* 275: 550-554.
- Durno, S. E. & McVean, D. N. 1959. Forest history of the Beinn Eighe. - *New Phytol.* 58: 228-236.
- Ehnström, B. & Waldén, H. W. 1986. Faunavård i skogsbruket. Del 2 - Den lägre faunan. - Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Engelmark, O., Kullman, L. & Bergeron, Y. 1994. Fire and age structure of Scots pine and Norway spruce in northern Sweden during the past 700 years. - *New. Phytol.* 126: 163-168.
- Eriksson 1990. Sopp. -
- Essen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. 1992. Boreal Forest - The Focal Habitats of Fennoscandia. - I: Hansson, L. (red.), *Ecological principles of nature conservation*. Elsevier Applied Sci.
- Essen, P.-A., Ehnström, B., Ericsson, L. & Sjöberg, K. 1997. Boreal forest. - *Ecol. Bull.* 46: 16-47.
- Evans, W. G. 1966. Morphology of the infrared sense organs of *Melanophila acuminata* (Burprestidae, Coleoptera). - *Ann. Ent. Soc. Amer.* 59: 873-877.
- Falinski, J. B. 1978. Uprooted trees, their distributions and influence in the primeval forest biotop. - *Vegetatio* 38: 175-183.
- Falinski, J. B. 1986. Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. *Ecological studies in Bialowieza Forest*. - *Geobotany* 8.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land mosaics. The ecology of landscapes and regions*. - University Press, Cambridge.



- Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? - *Ecological Applications* 3: 202-205.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte 12/97.
- Fries, C., Johansson, O., Pettersson, B. & Simonsson, P. 1997. Silvicultural models to maintain and restore natural stand structures in Swedish boreal forests. - *Forest Ecology and Management* 94: 89-103.
- Frisvoll, A. A. & Blom, H. H. 1997. Trua mosar i Noreg med Svalbard. Førebelse faktaark. NTNU. Botanisk Notat 3/97.
- Fritz, Ö. & Larsson, K. 1997. Betydelsen av skoglig kontinuitet för rödlistade lavar. En studie av halländsk bokskog. - *Svensk Bot. Tidskr.* 91: 241-262.
- Garland, S. P. 1983. Beetles as primary woodland indicators. - *Sorby Records* 21: 3-38.
- Gauslaa, Y. 1994. Lungenever, *Lobaria pulmonaria*, som indikator på artsrike kontinuitetsskoger. - *Blyttia* 119-128.
- Gauslaa, Y. & Ohlson, M. 1997. Et historisk perspektiv på kontinuitet og forekomst av epifyttiske laver i norske skoger. - *Blyttia* 55: 15-27.
- Gauslaa, Y. & Solhaug, K. A. 1996. Differences in the susceptibility to light stress between epiphytic lichens of ancient and young boreal forest stands. - *Funct. Ecol.* 10: 344-354.
- Gibbons, A. 1992. Mission impossible: saving all endangered species. - *Science* 256: 1386.
- Gilbert, O. L. 1991. A succesful transplant operation involving *Lobaria Amplissima*. - *Lichenologist* 23: 73-76.
- Gjerde, I. 1996. Nøkkelbiotoper og biologisk mangfold. NISK Årsmelding 1996.
- Gjerde, I. & Baumann, C. 1997. Miljøregistrering i skog - biologisk mangfold. NISK Brosjyre.
- Gjerde, I., Rolstad, J. & Rinden, H. 1992. Hvitryggspetten på Østlandet: Hekkehabitat og bestandsutvikling sett i forhold til driftsendringer i landbruket. NISK. Rapport fra skogforsk nr. 15/92.
- Gjerde, I. & Sætersdal, M. 1996. Treslagsskifte og fugl på Vestlandet. NISK. Aktuelt fra Skogforsk 9/96.
- Gjerde, I. & Wegge, P. 1990. Cutting experiments in capercaillie key winter habitats: a preliminary report. *Proc. Int. Symp. Grouse* 4.
- Goward, T. 1994. Notes on oldgrowth-dependent epiphytic macrolichens in inland British Columbia, Canada. - *Acta. Bot. Fennica* 150: 31-38.
- Granström, A. 1993. Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden. - *J. Veg. Sci.* 4: 737-744.
- Groven, R. 1997. Furutrær og -stubber som historisk arkiv. - *Norsk skogbruk* 10: 8-9.
- Gundersen, V. & Rolstad, J. i trykk. Truete arter i skog. - NISK.Oppdragsrapport nr. 6. 1998.
- Gustafsson, L. & Eriksson, I. 1995. Factors of importance for the epiphytic vegetation of aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark and soil chemistry. - *J. Appl. Ecol.* 32: 412-424.
- Gustafsson, L. & Hansson, L. 1997. Corridors as a conservation tool. - *Ecol. Bull.* 46: 182-190.
- Gustavsson, R. 1993. Tranemålamodellen. - *Blekinges Natur* 1993: 83-110.
- Hallingbäck, T. 1991. Mossor som indikerer skyddsvärd skog. - *Svensk Bot. Tidskr.* 85: 321-332.
- Hallingbäck, T. 1994. Ekologisk katalog over storsvamper. - Statens naturvårdsverk Rapport 4313.
- Hallingbäck, T. 1996. Ekologisk katalog över mossor. - Statens naturvårdsverk Rapport 4558.
- Hansen, L. O. & Aarvik, L. Trykk. Sjeldne insekter i Norge. 3. Sommerfugler. NINA Fagrapport (i trykk).
- Hanski, I. 1982. Dynamics of the regional distribution: The core and satellite species hypothesis. - *Oikos* 38: 210-221.
- Hanski, I. & Gilpin, M. E. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. s 3-16. I: Gilpin, M. E. & Hanski, I. *Metapopulations Dynamics: Empirical and Theoretical Investigations*. Academic Press, London.
- Hanssen, O., Borgersen, B. & Zachariassen, K. E. 1985. Registrering av truede insektarter i gamle hule trær. *Norsk Entomologisk Forening* 1-37.

- Hanssen, O., Ligaard, S. & Kvamme, T. 1998. Rødlistede biller (Coleoptera) i Norge. NINA Fagrapport 031.
- Hansson, L. (red.). 1997. Boreal ecosystems and landscapes: structures, processes and conservation of biodiversity. - Ecol. Bul. 46.
- Harding, P. T. & Alexander, K. N. A. 1993. The saproxylic invertebrates of historic parklands: progress and problems. - English Nature Science 7: 58-73.
- Harvey, A. E., Jurgensen, M. F. & Larsen, M. J. 1980. Clearcut harvesting and ectomycorrhizae: survival and activity on residual roots and influence on a bordering forest stand in western Montana. - Can. J. For. Res. 10: 300-303.
- Haugan, R., H. Bratli & G. Gaarder 1994. Mjuktjafs, *Evernia divaricata*, og andre sjeldne og truede lav- og sopparter i Liaskogen og Skamåni i Aurdal, Oppland. - Blyttia 3: 107-117.
- Haugset, T., Alfredsen, G. & Lie, M. H. 1996. Nøkkelbiotoper og artsmangfoldet i skog. NOA/Siste sjanse.
- Hermansson, J.-O., Lundquist, R. & Oldhammer, B. 1990. Vedlevande svamp visar vägen til urskogen. - Dala-natur (Spesialnummer): 140-151.
- Hjelmstad, R. 1978. Utbredelsen av skogranke (*Clematis sibirica*) i Norge. - Blyttia 36: 171-175.
- Hjelmstad, R. 1979. Makrolavfloraen i bekkekløfter i sør-Gudbrandsdalen. - Cand. real thesis, Univ. Trondheim.
- Hofgaard, A. 1993. 50 years of change in a Swedish boreal old-growth *Picea abies* forest. - Jour. Veg. Science 4: 773-782.
- Holien, H. & Prestø, T. 1995. Kartlegging av nøkkelbiotoper for trua og sårbare lav og moser i kystgranskog langs Arnevik-vassdraget, Åfjord kommune, Sør-Trøndelag. Univ. Trondheim, Vitenskapsmuseet. Rapport nr. 2/95.
- Holien, H. & Tønberg, T. 1996. Boreal regnskog i Norge - habitatet for trøndelagselementets lavararter. - Blyttia 4: 157-177.
- Hultengren, S. 1995. Något om lavfloraen på en västsvensk ek. - Svensk Bot. Tidskr. 89: 165-170.
- Huse, S. 1965. Strukturformer hos urskogbestand i Øvre Pasvik. - Meld. Norg. lanbr. høgsk. 44: 1-81.
- Hytteborn, H. & Packham, J. R. 1987. Decay rate of *Picea abies* logs and the storm gap theory: a re-examination of Sernanders plot III, Fiby urskog, central Sweden. - Arboricultural Journal 11: 299-311.
- Høiland, K. 1996. Nøkkelbiotoper - passer nøkkelen i låsen? - Firbladet 1: 6-10.
- Hörnberg, G., Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1995. Stand dynamics, regeneration patterns and long stand continuity in boreal old-growth *Picea abies* svamp-forests. - Jour. Veg. Science 6: 291-298.
- Hörnsten, L., Nohlgren, E. & Aldentun, Y. 1995. Brann och bränning - en litteraturstudie. Skogforsk Redogörelse 9.
- Hågvar, S. 1993. Nøkkelbiotoper, kontinuitet og ikke-hogst. - Norsk Skogbruk 12: 20-21.
- Hågvar, S. 1994. Sikring av nøkkelbiotoper i kommunene. - Biolog 3-4: 23-25.
- Ingelög, T., Thor, G. & Gustafsson, L. 1984. Floravård i skogsbruket - artdel. - Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Ingelög, T., Thor, G. & Gustafsson, L. 1987. Floravård i skogsbruket, del 2 - artdel. - Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Johansen, T. & Schneede, K. 1995. Skogekologisk inventering av Lundsneset Naturreseptat. - Hovedoppgave, IBN/NLH.
- Karlsson, J., Norén, M. & Wester, J. 1993. Nyckelbiotoper i skogen. Skogsstyrelsen Brosjyre.
- Karström, M. 1992. Steget för i det glömda landet. - Svensk Bot. Tidskr. 86: 115-146.
- Karström, M. 1992. Steget före - en presentasjon. - Svensk Bot. Tidskr. 86: 103-114.
- Korsmo, H. & Svalastog, D. 1994. Inventering av verneverdig barskog i Oppland. NINA Oppdragsmelding 262.
- Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland. - Ann. Zool. Fennici 31: 35-51.



- Kuusinen, M. 1994a. Epiphytic lichen diversity on *Salix caprea* in old-growth southern and middle boreal forest of Finland. - *Ann. Bot. Fennici* 31: 77-92.
- Kuusinen, M. 1994b. Epiphytic lichen flora and diversity on *Populus tremula* in old-growth and managed forests of southern and middle boreal Finland. - *Ann. Bot. Fennici* 31: 245-260.
- Kuusinen, M. 1996. Cyanobacterial macrolivhens on *populus tremula* as indicators of forest continuity in Finland. - *Biol. Conserv.* 75: 43-49.
- Kuusinen, M., Puolasmaa, A. & Ahlholm, I. 1993. Distribution and ecology of five threatened lichen species on shaded rock faces in Finland. - *Mem. Soc. Fauna Flora Fennica* 69: 21-31.
- Landres, P. B., Verner, J. & Thomas, J. W. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique. - *Conserv. Biol.* 2: 316-328.
- Lesica, P. & Allendorf, F. W. 1994. When are peripheral population valuable for conservation. - *Conserv. Biol.* 9: 753-760.
- Lingdell, P.-E. & Engblom, E. 1995. Bottenfaunan och skogsbruket. - *Skog & Forskning* 4: 48-58.
- Longton, R. E. 1992. The role of bryophytes and lichens in terrestrial ecosystem. - Clarendon Press, Oxford.
- Lundmark, J.-E. 1988. Skogsmarkens Ekologi. Standortsanpassat skogsbruk. Del 2 - Tillämpning. Skogsstyrelsen.
- Martin, O. 1989. Smaeldere (Coleoptera, Elateridae) fra gammel løvskog i Danmark. - *Ent. medd.* 57: 1-107.
- Moen, A. 1985. Rikmyr i Norge. - *Blyttia* 43: 135-144.
- Moore, N. W. 1962. The heaths of Dorset and their conservation. - *J. Ecology* 50: 369-391.
- Myers, N. 1988. Threatened biotas: "Hot spots" in tropical forests. - *The Environmentalist* 8: 187-208.
- Myklebust, M. 1996. Trua arter i Sør-Trøndelag. -Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, miljøvernavdelingen, Rapport 4.
- Naturvårdsverket 1995. Naturinventering med hjälp av flygbilder och rödlistade arter. Naturvårdsverket Rapport 4390.
- Niklasson, M. 1998. Dendroecological Studies in Forest and Fire History. - Doctoral Thesis, Swedish University of Agricultural Sciences.
- Nilsson, S., Arup, U., Baranowski, R. & Ekman, S. 1995a. Tree-dependdent lichens and beetles as indicators in conservation forest. - *Conserv. Biol.* 9: 1208-1216.
- Nilsson, S. G. 1997. Forests in the temperate-boreal transition: natural and manmade features. - *Ecol. Bull.* 46: 61-71.
- Nilsson, S. G. & Baranowski, R. 1993. Skogshistorikens betydelse för artsammansättning av vedskalbaggar i urskogartad blandskog. - *Ent. Tidskr.* 114: 133-146.
- Nilsson, S. G. & Baranowski, R. 1994. Indikatorer på jätteträdskontinuitet - svenske förekomster av knäppare som är beroende av grove, levande träd. - *Ent. Tidskr.* 115: 81-97.
- Nilsson, S. G. & Baranowski, R. 1995. Naturvårdsstrategier, hänsynsregler i skogbruket och försiktighetsprincipen. - *Ent. Tidskr.* 116: 26-29.
- Nilsson, S. G. & Baranowski, R. 1995b. Bokskogens hotade vedskalbaggar: 1. Bokblombocken *Anoplodera scutellata* (Cerambycidae). - *Ent. Tidskr.* 116: 13-19.
- Nilsson, S. G. & Ericson, L. 1997. Conservation of plant and animal populations in theory and practice. - *Ecol. Bull.* 46: 117-139.
- Nitare, J. & Norén, M. 1992. Nyckelbiotoper kartlägges i nytt prosjekt vid skogsstyrelsen. - *Svensk. Bot. Tidskr.* 86: 219-226.
- Nohlgren, E. & Gustafsson, L. 1995. Vegetation corridors - a literature review comments from a Swedish forest perspective. Skogforsk Report nr. 1/95.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for minitoring biodiversity: A hierarchical approach.-*Conserv.Biol.*4:355-364.
- Ohlson, M., Söderström, L., Hörnberg, G., Zackrisson, O. & Hermansson, J. i tryck. Habitat, qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth forests. - *Biol. Conserv.* (i tryck).
- Olsen 1996. Kunnskapsstatus for flaggermus i Norge. Norsk Zoologisk Forening. Rapport nr. 2.

- Olsen, G. A. 1993. Indikatorarter för identifiering av naturskogar i Norrbotten - en metodstudie för användning av växtarter som indikatorarter. Naturvårdverket Rapport 4276.
- Paine, R. T. 1966. Food web complexity and species diversity. - *Am. Nat.* 100: 65-75.
- Paine, R. T. 1969. A note on trophic complexity and community structure. - *Am. Nat.* 103: 91-93.
- Peterken, G. F. 1974. A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. - *Biol. Conserv.* 6: 239-245.
- Peterken, G. F. & Game, M. 1984. Historical factors affecting the number and distribution of vascular plant species in the woodlands of central Lincolnshire. - *Jour. of Ecology* 72: 155-182.
- Pettersson, B. 1993. Ecological restoration - the Swedish way to conserve biodiversity in forest ecosystems. - *Skogforsk* 5: 144-149.
- Prendergast, J. R., Quinn, R. M., Lawton, J. H., B. C. Eversham, B. C. & Gibbons, D. W. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. - *Nature* 365: 335-337.
- Prestø, T. 1996. Moser som signalarter for verdifull skog. Høgskolen i Nord-Trøndelag. Arbeidsnotat nr. 18.
- Pulliam, H. R. 1988. Sources, sinks, and population regulation. - *Am. Nat.* 132: 652-661.
- Rackham, O. 1971. Historical studies and woodland conservation. - *Symp. Br. ecol. Soc.* 11: 563-580.
- Renhorn, K.-E., Esseen, P. A., Palmqvist, K. & Sundberg, B. 1997. Growth and vitality of epiphytic lichens. Response to microclimate along forest edge-interior gradient. - *Oecologia* 109: 1-9.
- Renhorn, K. -E. & Esseen, P. A. 1995. Biomass growth in five alectorioid lichen epiphytes. - *Mitt. Eidgenöss. Forsch.anst. Wald Schnee Landsch.* 70: 133-140.
- Renvall, P. 1995. Community structure and dynamics of wood-rotting Basidiomycetes on decomposing conifer trunks in northern Finland. - *Karstenia* 35: 1-51.
- Ring, E. 1997. Miljøeffekter av bränder i skogecosystem - en litteraturöversikt med Norden i brännpunkten. Skogbrukets Forskningsintitutt. Redogörelse nr. 2/97.
- Rolstad, J., Wegge, P. & Gjerde, I. 1991. Kumulativ effekt av habitat fragmentering: Hva har 12-års storfuglforskning på Varaldskogen lært oss? - *Fauna* 44: 90-104.
- Rose, F. 1974. The epiphytic of Oak. - *Classey, Faringdon.*
- Rose, F. 1976. Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. - *Systematics association and the British lichen society, London.*
- Rose, F. 1992. Temperate forest management: its effects on bryophyte and lichen floras and habitats. I: Bates, J. W. & Farmer, A. M. (red.) *Bryophytes and lichens in a changing environment.* Clarendon press, Oxford.
- Rülcker, C., P. Angelstam & P. Rosenberg. 1994. Ekologisk planering i skogsbruk. Skogforsk Redogörelse nr. 8/94.
- Sandberg, P. E. 1995. Levande landskap. Landskapsekologisk planering enligt Svärdsjömodellen. - *Miljö och Hälsoskydd* 1995: 7.
- Segerström, U., Bradshaw, R., Hörnberg, G. & Bohlin, E. 1994. Disturbance history of a swamp forest refuge in northern Sweden. - *Biol. Conserv.* 68: 189-196.
- Selva, S. B. 1994. Lichen diversity and stand continuity in the northern hardwoods and spruce-fir forests of northern New England and western New Brunswick. - *The Bryologist* 97: 424-429.
- Siitonen, J. & Martikainen, P. 1994. Occurrence of rare and treated insects living on decaying *Populus Tremula*: A comparison between Finnish and Russian Karelia. - *Scand. J. For. Res.* 9: 185-191.
- Silett, S. C. 1994. Growth rates of two epiphytic cyanolichen species at the edge and the interior of a 700-year-old Douglas fir forest in the western Cascades of Oregon. - *Bryologist* 97: 321-324.
- Simberloff, D. & Cox, J. 1987. Consequences and costs of conservation corridors. - *Conserv. Biol.* 1: 63-71.
- Siste sjanse 1993a. Siste Sjanse - en håndbok om skogøkologi og indikatorarter. NOA Brosjyre 1993.
- Sjöberg, F. 1993. Verkeligheten på hotlistan? - *SLU. Rapport* 103.
- Sjöberg, K. & Ericson, L. 1997. Masaic boreal landscapes with open and forested wetland. - *Ecol. Bull.* 46: 48-60.



- Sjöberg, K. & Ericsson, L. 1992. Forested and open wetlands complexes. I: Hansson, L. (red.) Ecological principles of nature conservation. Elsevier.
- Rikere skog, 1991. Rikere skog. - Norges Skogeierforbund. Landbruksforlaget, Oslo.
- Skogsstyrelsen 1994. Signalarter i prosjekt nyckelbiotoper. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Skoklefall, S. 1973. Virkning av flatebrenning på en del humusegenskaper og på etablering og høydevekst hos gran og furu. NISK. Meddelelser fra det norske skogforsøkesvesen 119.
- Solbraa, K. 1997. Brannflatedynamikk i skog. -NISK. Aktuelt fra Skogforsk nr. 2/97.
- Spikkeland, O. K. 1996. Biologisk mangfold i Buskerud. Truete og sårbare arter og deres leveområder. Rødlister. Fylkesmannen i Buskerud / miljøvernnavd. Rapport.
- Stenberg, I. & Hogstad, O. 1995. Populasjonstetthet og økologi hos hvitryggspett og andre hakkespetter i Vest-Norge. NISK. Aktuelt fra skogforsk nr. 10/92.
- Sundmark, H. 1994. Bjuråsprosjektet - underlag för ekologisk planering i samband med skoginventering. Skogsstyrelsen Rapport nr. 4/94.
- Söderström, L. 1988. The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natural and managed forest stand in northeast Sweden. - Biol. Conserv. 45: 169-178.
- Tear, T. H., Scott, J. M., Hayward, P. H. & Griffith, B. 1995. Recovery plans and the Endangered Species Act: are criticism supported by data? - Conserv. Biol. 9: 747-752.
- Tibell, L. 1992. Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. - Nord. J. Bot. 12: 427-450.
- Tomter, S. 1996. Skog 1996. - NIJOS. Rapport nr. 19/96.
- Tønsberg, T., Gauslaa, Y., Haugan, R., Holien, H. & Timdal, E. 1995. The threatened macrolichens of Norway. - Sommerfeltia 23: 1-258.
- Väisänen, R., Biström, O. & Heliövaara, K. 1993. Sub-cortical Coleoptera in dead pines and spruces: is primeval species composition maintained in managed forest. - Biod. and Conserv. 2: 95-113.
- Wallin, B. 1995. Kontrolltaxering av nyckelbiotoper. Skogsstyrelsen. Skogsstyrelsen. Meddelande nr. 3/94.
- Wallin, B. & Norén, M. 1994. Instruksjon för datainnsamling vid inventering av Nyckelbiotoper. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Wallin, B. & Norén, M. 1995. Instruksjon för datainnsamling vid inventering av nyckelbiotoper. Skogsstyrelsen. Rapport nr. 4/95.
- Weslien, J.-O. 1996. Anvisningar och råd vid hyggesbränning. - Arbetsrapport Skogforsk 321.
- Wikars, L.-O. 1992. Skogsbränder og insekter. - Ent. Tidskr. 113: 1-11.
- Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the northern swedish boreal forest. - Oikos 29: 22-32.
- Zackrisson, O. 1997. Ekologiska funksjonsprosesser relaterte til brand i boreal skog. -I: Solbraa, K. (red.) Brannflatedynamikk i skog. NISK. Aktuelt fra Skogforsk nr. 2/97.
- Zackrisson, O., Nilsson, M.-C., Dahlberg, A. & Jäderlund, A. 1997. Interference mechanisms in conifer-ericaceae-feathermoss communities. - Oikos 78: 209-220.
- Zackrisson, O., Nilsson, M.-C. & Wardle, D. 1996. Key ecological function of charcoal from wildfire in the boreal forests. - Oikos 77: 10-19.
- Zackrisson, O. & Östlund, L. 1991. Branden formade skoglandskapetets mosaik. - Skog & Forskning 4: 13-17.
- Økland, R. H. 1997. Vegetasjonsøkologi. Planters respons på økologiske gradienter - teorier, metoder og mønstre. Kompendium til BB 204. Univ. Oslo.
- Östlund, L., Zackrisson, O. & Axelsson, A. L. 1997. The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. - Can. J. For. Res. 27: 1198-1206.
- Aanderaa, R., Rolstad, J. & Søgner, S. 1996. Biologisk mangfold i skog. - Norges Skogeierforbund. Landbruksforlaget, Oslo.
- Aasaaren, Ø. & Tygeson, A.-S. 1994. Nøkkelbiotoper i skogen. Brosjyre NORSKOG.

# Vedlegg

## Tabeller

Tabell 1. Rødlistearter knyttet til brann-biotoper.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn
Biller	<i>Cryptophagus corticinus</i>	
	<i>Holobus apicatus</i>	
	<i>Leptura nigripes</i>	Bjørkeblomsterbukk
	<i>Oxyteris acuminata</i>	Sotpraktbille
	<i>Paranopleta inhabilis</i>	
	<i>Peltis grossa</i>	
	<i>Platyrhinus resinosus</i>	
	<i>Sericoda quadripunctata</i>	
	<i>Sphaeriestes reyi</i>	
	<i>Sphaeriestes stockmanni</i>	
	<i>Stephanopachys linearis</i>	
	<i>Stephanopachys substriatus</i>	
	<i>Upis ceramboides</i>	Bjørkeskygebille
	<i>Upis ceramboides</i>	Bråtestorkenebb
Karpl.	<i>Geranium bohemicum</i>	
Sommerf.	<i>Apomyelois bistriatella</i>	
Sopp	<i>Antrodia primaeva</i>	
	<i>Fayodia anthracobia</i>	Båltussehatt
	<i>Gymnopilus decipiens</i>	Bålbittersopp
	<i>Gymnopilus odini</i>	Oransje bålbittersopp



Tabell 2. Rødlisterarter knyttet til gammel lauvskog, med en artsliste over substratilknyttede arter som kan bli favorisert av nøkkelbiotopen.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn	
Biller	<i>Cucujus cinnaberinus</i>	Sinoberbille	
	<i>Denticollis rubens</i>		
	<i>Hololepta plana</i>		
	<i>Mycetophagus populi</i>		
	<i>Philonthus subuliformis</i>		
	<i>Ptinus sexpunctatus</i>		
	<i>Xylophilus corticalis</i>		
Fugl	<i>Dendrocopos leucotos</i>	Hvitryggspett	
Lav	<i>Degelia atlantica</i>	Kystblåfiltlav	
	<i>Ramalina dilacerata</i>	Småragg	
Sommerf.	<i>Acleris roscidana</i>		
	<i>Clostera anachoreta</i>		
	<i>Ipimorpha contusa</i>		
	<i>Pelosia muscerda</i>		
	<i>Sesia melanocephala</i>		
	<i>Siederia cembrælla</i>	+	
+			
Moser Sopp	<i>Trichocolea tomentella</i>	Ullmose	
	<i>Alpova diplophloeus</i>	Dvergslimknoll	
	<i>Antrodia pulvinascens</i>	Ospehvitjuka	
	<i>Clavicornia pyxidata</i>	Begerfingersopp	
	<i>Elaphomyces leveillei</i>	Hundesnuteløpekule	
	<i>Gloeocystidiellum karstenii</i>		
	<i>Gloiodon strigosus</i>	Skorpepiggsopp	
	<i>Lentaria epichnoa</i>	Hvit vedkorallsopp	
	<i>Multiclavula mucida</i>	Vedalgekølle	
	<i>Phlebia bresadolae</i>		
	<i>Radulodon erikssonii</i>	Ospepig	
	<i>Scytinostroma galactinum</i>		
	<b>Substrat</b>		
	Biller	<i>Acritus minutus</i>	
<i>Ampedus rufipennis</i>			
<i>Ampedus suecicus</i>			
<i>Cryptophagus fuscicornis</i>			
<i>Dicerca aenea</i>		Ospestjertpraktbille	
<i>Dicerca furcata</i>		Bjørkestjertpraktbille	
<i>Dorcatoma robusta</i>			
<i>Leiestes seminigra</i>			
<i>Microscydmus nanus</i>			
<i>Mycetochara humeralis</i>			
<i>Mycetochara obscura</i>			
<i>Oxypoda lucens</i> (O. arborea)			
<i>Platylomalus complanatus</i>			
<i>Platynus mannerheimii</i>			
<i>Prionus coriarius</i>		Garveren	
<i>Pseudocistela ceramboides</i>			
<i>Ptiliolum caledonicum</i>			
<i>Ptinella aptera</i>			
<i>Ptinella tenella</i>			
<i>Quedius cruentus</i>			
<i>Saperda perforata</i>		Ospebarkbukk	
<i>Trichonyx sulcicollis</i>			
<i>Trypophloeus alni</i>			
<i>Trypophloeus asperatus</i>			
<i>Trypophloeus grothii</i>			
<i>Xyleborus cryptographus</i>			
Fugl	<i>Dendrocopos minor</i>	Dvergspett	
Sommerf.	<i>Buvatina stroemella</i>		
	<i>Cryphia domestica</i>	Blekt lavfly	
	<i>Lamellocossus terebra</i>	Ospreper	
	<i>Miltochrista miniata</i>	Rosvinge	
	<i>Nemapogon wolffiella</i>		
	<i>Scardia boletella</i>		
	<i>Scytinostroma galactinum</i>		
Sopp	<i>Ceriporiopsis aneirina</i>	Ospekjuka	
	<i>Coriolopsis trogii</i>	Lys hårkjuka	
	<i>Lentinellus vulpinus</i>	Rynkesagsopp	
	<i>Oxyporus ravidus</i>	Liten lønnkjuka	

Tabell 3. Rødlisterarter knyttet til fleraldret gammel granskog, med en artsliste over substrattilknyttede arter som kan bli favorisert av nøkkelbiotopen.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn	
Biller	<i>Calitys scabra</i>		
	<i>Ceruchus chrysomelinus</i>		
	<i>Hylis cariniceps</i>		
	<i>Hylis procerulus</i>		
	<i>Liodopria serricornis</i>		
	<i>Lopheros rubens</i>		
	<i>Monochamus urussovii</i>		
	<i>Olisthaerus megacephalus</i>		
	<i>Olisthaerus substriatus</i>		
	<i>Tragosoma depsarium</i>	Bartregarver	
	Karpl.	<i>Epipogium aphyllum</i>	Huldreblom
		<i>Glyceria lithuanica</i>	Skogsøtgras
		<i>Collema curtisporum</i>	Småblæreglye
Lav	<i>Erioderma pedicellatum</i>	Trønderlav	
	<i>Evernia divaricata</i>	Mjuktjafs	
	<i>Pannaria ahlneri</i>	Granfiltlav	
	<i>Pseudocyphellaria crocata</i>	Gullprikklav	
	<i>Ramalina obtusata</i> (sjekk navn)	Hjelmragg	
	<i>Ramalina thrausta</i>	Trådragg	
	<i>Usnea longissima</i>	Huldrestry	
	Sommerf.	<i>Alcis jubata</i>	
		<i>Cydia indivisa</i>	
		<i>Dichomeris latipennella</i>	
<i>Pammene ochsenheimeriana</i>			
<i>Poliobrya umovii</i>			
<i>Xestia gelida</i>			
<i>Xestia rhaetica</i>			
<i>Xestia sincera</i>			
Mose		<i>Anastrophyllum hellerianum</i>	Pusledraugmose
		<i>Buxbaumia viridis</i>	Grønnsko
	<i>Calypogeia suecica</i>	Råteflak	
	<i>Lophozia ascendens</i>	Råteflik	
	<i>Lophozia longiflora</i>	Fauskflik	
Sopp	<i>Amylocorticium subincarnatum</i>		
	<i>Amylocystis lapponica</i>	Lappkjuke	
	<i>Anomoporia bombycina</i>		
	<i>Antrodiella citrinella</i>	Gul snyltekjuke	
	<i>Chaetoporellus curvisporus</i>		
	<i>Chamonixia caespitosa</i>	Blekk-knoll	
	<i>Chromosera cyanophylla</i>	Lillaskivet navlesopp	
	<i>Diplomitoporus crustulinus</i>	Sprekk-kjuka	
	<i>Fibricium lapponicum</i>		
	<i>Fomitopsis rosea</i>	Rosenkjuka	
	<i>Gautieria graveolens</i>	Gropeknoll	
	<i>Haploporus odorus</i>	Nordlig aniskjuka	
	<i>Junghuhnia collabens</i>	Sjokoladekjuka	
	<i>Laurilia sulcata</i>	Taigaskinn	
	<i>Oligoporus placentus</i>		
	<i>Perenniporia subacida</i>	Urskogskjuka	
	<i>Phellinus ferrugineofuscus</i>	Granrustkjuka	
	<i>Phellinus nigrolimitatus</i>	Svartsonekjuka	
	<i>Phlebia centrifuga</i>	Rynkeskinn	
	<i>Phlebia subulata</i>		
	<i>Pseudographis pinicola</i>	Gammelgranskål	
	<i>Skeletocutis odora</i>	Sibirkjuka	
	<i>Skeletocutis stellae</i>	Taigakjuka	
<i>Subulicium lautum</i>			
<i>Trichaptum laricinum</i>	Lamellfiolkjuka		
<b>Substrat</b>			
Biller	<i>Acanthocinus griseus</i>	Liten tømmermann	
	<i>Acmaeops marginata</i>		
	<i>Buprestis haemorrhoidalis</i>		
	<i>Chalcophora mariana</i>	Kjempepraktbille	
	<i>Cryptolestes corticinus</i>		
	<i>Cyphea latiuscula</i>		
	<i>Megatoma pubescens</i>		
	<i>Pteryx splendens</i>		
	<i>Serropalpus barbatus</i>	Smal vedborer	
	<i>Stagetus borealis</i>		
Sopp	<i>Cystostereum murrarii</i>	Duftskinn	
	<i>Phlebiella subflavidogrisea</i>		
	<i>Pycnoporellus fulgens</i>	Flammekjuka	
	<i>Serpula himantioides</i>	Tømmernettsopp	
	<i>Tubulicrinis inornatus</i>		



Tabell 4. Røddlistearter knyttet til fleraldret gammel furuskog, med en artsliste over substrattilknyttede arter som kan bli favorisert av nøkkelbiotopen.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn
Lav	<i>Usnea fragileszens</i> agg.	Kyststry
Sommerf.	<i>Cosmotriche lunigera</i>	Taigaspinner
	<i>Decantha borkhausenii</i>	
	<i>Olethreutes dissolutana</i>	
Moser	<i>Cephalozia catenulata</i>	Stubbeglefsemose
	<i>Dicranum tauricum</i>	Barksigd
	<i>Lejeunea ulicina</i>	Dvergperlemose
Sopp	<i>Amylocorticium laceratum</i>	
Substrat		
Biller	<i>Nothorhina punctata</i>	
	<i>Stenagostus rufus</i>	
	<i>Trachypachus zetterstedtii</i>	
Lav	<i>Letharia vulpina</i>	Ulvelav
Sopp	<i>Antrodia albobrunnea</i>	Brun hvitkjuke
	<i>Antrodia crassa</i>	Krittkjuke
	<i>Dacrymyces ovisporus</i>	Rundsporetåre
	<i>Dichomitus squalens</i>	Myk grankjuke
	<i>Gloeophyllum protractum</i>	Langkjuke
	<i>Hapalopilus salmonicolor</i>	Laksekjuke
	<i>Odonticum romellii</i>	Taigapiggskinn
	<i>Oligoporus hibernicus</i>	
	<i>Phlebia femsioeensis</i>	
	<i>Pseudomerulius aureus</i>	

Tabell 5. Rødlisterarter knyttet til fleraldret gammel edellauvskog, med en artsliste over substrattilknyttede arter som kan bli favorisert av nøkkelbiotopen.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn
Biller	<i>Crepidophorus mutilatus</i>	
	<i>Euthiconus conicicollis</i>	
	<i>Hypoganus inunctus</i>	
	<i>Mesosa curculionoides</i>	Ringbukk
	<i>Procaerus tibialis</i>	
Sommerf.	<i>Apamea scolopacina</i>	
	<i>Pammene fasciana</i>	
Moser	<i>Dicranum viride</i>	Stammesigd
Sopp	<i>Neckera pennata</i>	Sveipfellmose
	<i>Cantharellus friesii</i>	Oransjekantarell
	<i>Hapalopilus croceus</i>	Safrankjuke
	<i>Lycoperdon mammiforme</i>	Flasset røyksopp
Substrat		
Biller	<i>Agrilus biguttatus</i>	2-prikket praktbille
	<i>Ampedus cardinalis</i>	
	<i>Ampedus hjorti</i>	
	<i>Ampedus nigroflavus</i>	
	<i>Anitys rubens</i>	
	<i>Atheta (Notothecta) confusa</i>	
	<i>Biphyllus lunatus</i>	
	<i>Calambus bipustulatus</i>	
	<i>Cerambyx scopoli</i>	Liten eikebukk
	<i>Dasytes aerosus</i>	
	<i>Dorcatoma flavicornis</i>	
	<i>Dryocoetes villosus</i>	
	<i>Eledona agricola</i>	
	<i>Eucnemis capucina</i>	
	<i>Euglenes oculatus</i>	
	<i>Euplectus kirbii</i>	
	<i>Gnorimus nobilis</i>	
	<i>Grammoptera ustulata</i>	
	<i>Grynocharis oblonga</i>	
	<i>Haploglossa gentilis</i>	
	<i>Laemophloeus monilis</i>	
	<i>Liocola marmorata</i>	Eikegullbasse
	<i>Lordithon pulchellus</i>	
	<i>Lymexylon navale</i>	
	<i>Micridium halidai</i>	
	<i>Mycetophagus piceus</i>	
	<i>Nemadus colonoides</i>	
	<i>Oligota granaria</i>	
	<i>Oplosia fennica</i>	Lindebukk
	<i>Osmoderma eremita</i>	Eremitten
	<i>Oxyroda recondita</i>	
	<i>Poecilnota rutilans</i>	Smaragdpraktbille
	<i>Prionocyphon serricornis</i>	
	<i>Prionychus ater</i>	Eikeskyggebille
	<i>Ptenidium turgidum</i>	
	<i>Quedius microps</i>	
	<i>Quedius scitus</i>	
	<i>Rhacopus sahlbergi</i>	
	<i>Scraptia fuscula</i>	
	<i>Scydmaenus hellwigii</i>	
	<i>Stenostola ferrea</i>	
<i>Tetrops starkii</i>		
<i>Thamiaraea cinnamomea</i>		
<i>Thamiaraea hospita</i>		
<i>Thyasophila inquilina</i>		
<i>Xestobium rufovillosum</i>		
<i>Xyleborinus saxesenii</i>		
<i>Xyletinus longitarsis</i>		
<i>Xyletinus pectinatus</i>		
<i>Xylotrechus antilope</i>	Eiketømmerbukk	
Sommerf.	<i>Aplota palpella</i>	
	<i>Batia unitella</i>	
	<i>Eudonia laetella</i>	
	<i>Karsholtia marianii</i>	
	<i>Nemapogon fungivorella</i>	
	<i>Nemapogon nigrabella</i>	



Sopp	Aleurodiscus disciformis	Eikenarreskål
	Climacodon septentrionalis	Trappepiggsopp
	Collybia fusipes	Stubbeflathatt
	Fistulina hepatica	Oksetungesopp
	Grifola frondosa	Koralljuke
	Hymenochaete subfuliginosa	Mørk eikebroddsopp
	Inonotus hispidus	Pelsjuke
	Mycena erubescens	Gallehette
	Pachykytospora tuberculosa	Eikegreinkjuka
	Perenniporia medulla-panis	Oker eikekjuka
	Phellinus robustus	Eikildkjuka
	Spongipellis spumeus	Skumkjuka
	Tyromyces fissilis	Eplekjuka
	Xylobolus frustulatus	Ruteskorpe

Tabell 6. Rødlisterarter knyttet til kalkområder.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn
Karpl.	Cephalanthera rubra	Rød skogfrue
	Cephalanthera longifolia	Hvit skogfrue
	Chimaphila umbellata	Bittergrønn
	Cypripedium calceolus	Marisko
	Laserpitium latifolium	Kvitrot
	Ophrys insectifera	Flueblom
	Vincetoxicum hirundinaria	Svalerot
Sommerf.	Baptia tibiale	
	Epiblema obscurana	Krattalantvikler
	Eupithecia immundata	
Sopp	Oidaematophorus lithodactyla	Alantfjærmøll
	Albatrellus subrubescens	Furufåresopp
	Amanita ceciliae	Stor ringløs fluesopp
	Boletopsis leucomelaena	Gråkjuka
	Boletus appendiculatus	Messingrørsopp
	Boletus junquilleus	Gul blodrørsopp
	Boletus queletii	Oransje blodrørsopp
	Boletus rhodoxanthus	Papegøyerørsopp
	Boletus suspectus	Gul rørsopp
	Caloscypha fulgens	Fagerbolle
	Cantharellus pallens	Blek kantarell
	Chamaemyces fracidus	Dråpesopp
	Clitocybe alexandri	Pluggtraktsopp
	Cortinarius anserinus	Halmgul slørsopp
	Cortinarius anthracinus	Karminslørsopp
	Cortinarius argenteoililacinus	
	Cortinarius aureofulvus	Gullslørsopp
	Cortinarius aureopulverulentus	Gullrandslørsopp
	Cortinarius caerulescentium	
	Cortinarius caesiocanescens	Dueblå slørsopp
	Cortinarius caesiocortinatus	Rasmarsklsørsopp
	Cortinarius caesiogriseus	Flasset slørsopp
	Cortinarius caesiostramineus	Besk slørsopp
	Cortinarius calochrous	Rosaskivet slørsopp
	Cortinarius camptoros	Birislørsopp
	Cortinarius chevassutii	
	Cortinarius corrosus	
	Cortinarius cotoneus	Hasselslørsopp
	Cortinarius dalecarlicus	Silurslørsopp
	Cortinarius flavovirens	Gulgrønn melslørsopp
Cortinarius fraudulentus	Barstrøslørsopp	
Cortinarius fulmineus	Safranslørsopp	
Cortinarius fuscoperonatus	Sotbeltet slørsopp	

Cortinarius gracilior	Frøkenlørsopp
Cortinarius inexpectatus	Uventet slørsopp
Cortinarius langei	Askerslørsopp
Cortinarius meinhardii	Kanarigul slørsopp
Cortinarius mussivus	Slank bananslørsopp
Cortinarius nanceiensis	Bananslørsopp
Cortinarius olivaceofuscus	Oliven kanelslørsopp
Cortinarius orichalceus	Kopperrød slørsopp
Cortinarius osloensis	Osloslørsopp
Cortinarius osmophorus	Brun jordbærslørsopp
Cortinarius pini	Tyrislørsopp
Cortinarius polymorphus	
Cortinarius populinus	Lys ospeslørsopp
Cortinarius praestans	Kjempe­slørsopp
Cortinarius prasinocyanus	Reliktslørsopp
Cortinarius pseudoglaucopus	Fiolet­ knoll­slørsopp
Cortinarius rickenianus	Ringeriksslørsopp
Cortinarius rubroviroleipes	
Cortinarius rufoolivaceus	Rødoliven slørsopp
Cortinarius salor	Blå slimslørsopp
Cortinarius saporatus	Skrentslørsopp
Cortinarius sodagnitus	Ametystslørsopp
Cortinarius suaveolens	Lilla jordbærslørsopp
Cortinarius subionochlorus	
Cortinarius sulfurinus	Svo­vel­slørsopp
Cortinarius terpsichores	Indigo­slørsopp
Cortinarius tiliae	Linde­slørsopp
Cortinarius turgidus	Silke­slørsopp
Elasmomyces krjukowensis	
Entoloma eulividum	Giftig rødskivesopp
Geastrum fimbriatum	Brun jordstjerne
Geastrum fornicatum	Stor st­ylte­jordstjerne
Geastrum pectinatum	Skaf­te­jordstjerne
Geastrum quadrifidum	Stylte­jordstjerne
Genea hispidula	Småtrøffel
Gomphus clavatus	Fiol­gubbe
Hebeloma pallidoluctuosum	Lys duftreddiksopp
Helvella pallidula	
Hydnellum conrescens	Beltebrunpigge
Hydnellum mirabile	Børstebrunpigge
Hydnum albidum	Hvit piggsopp
Hygrophoropsis olida	Jordbærkantarell
Hygrophorus arbustivus	
Hygrophorus atramentosus	Blågrå vokssopp
Hygrophorus calophyllus	Fagervokssopp
Hygrophorus carpini	Hassel­vokssopp
Hygrophorus chrysodon	Gulrand­vokssopp
Hygrophorus gliocyclus	Gul furu­vokssopp
Hygrophorus hyacinthinus	Hyasint­vokssopp
Hygrophorus nemoreus	Lund­vokssopp
Hygrophorus persoonii	Eike­vokssopp
Hygrophorus purpurascens	Slør­vokssopp
Hygrophorus russula	Krem­levokssopp
Hymenogaster decorus	
Hymenogaster olivaceus	
Inocybe erubescens	Vårtrevlesopp
Inocybe godeyi	Rød­nende knoll­tre­vlesopp
Inocybe griseolilacina	Grå­lilla tre­vlesopp
Inocybe terrigena	Ring­tre­vlesopp



Lactarius acerrimus	Eikebelteriske
Lactarius acris	Rosamelkriske
Lactarius aquizonatus	Vassbelteriske
Lactarius azonites	Eikerøykriske
Lactarius circellatus	Gråfiolett belteriske
Lactarius citriolens	Duftsvovelriske
Lactarius violascens	Fiolettriske
Leccinum crocipodium	Gulskrubb
Lepiota subalba	Kremparasollsopp
Leucocortinarius bulbiger	Klumpfotsopp
Leucopaxillus compactus	Gulbrun traktmusserong
Leucopaxillus gentianeus	Bitter traktmusserong
Leucopaxillus rhodoleucus	Rosaskivet traktmusserong
Lycoperdon echinatum	Piggsvinrøysopp
Lyophyllum confusum	
Marasmius torquescens	Lundseigsopp
Melanophyllum eyrei	Smaragd-huldrehatt
Mycena renati	Prydhette
Peziza saniosa	Blåsvart begersopp
Podostroma alutaceum	Kjerneklubbe
Ramariopsis crocea	Safransmåfingersopp
Rhodocybe stangliana	Slirevæpnerhatt
Rhodocybe truncata	Stor væpnerhatt
Russula amethystina	Ametystkremle
Russula aurea	Gullkremle
Russula maculata	Flekkkremle
Russula roseipes	Rosenfotkremle
Russula rutila	
Russula turci	Jodoformkremle
Russula violeipes	Ferskenkremle
Sarcodon fuligineoviolaceus	Blekkstorpigg
Sarcodon leucopus	Glatt storpigg
Sarcodon lundellii	Vrangstorpigg
Sarcodon martioflavus	Ferskenstorpigg
Sowerbyella radiculata	Nettsporet kantarellbeger
Sowerbyella rhenana	Loreleibeger
Tremiscus helvelloides	Traktgelesopp
Tricholoma atosquamosum	Svartspettet musserong
Tricholoma batschii	Besk kastanjemusserong
Tricholoma orirubens	Rosaskivemusserong
Tricholoma pardinum	Pantermusserong
Tricholoma squarrulosum	Småskjellet musserong
Tricholoma sulphurescens	Gulnende reddikmusserong

---

Tabell 7. Røddlistearter knyttet til vassdrag.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn
Insekt.	Hebrus pusillus	
	Notonecta reuteri	
Karpl.	Carex rhynchophysa	Blærestarr
	Dryopteris cristata	Vasstelg
Lav	Lobaria halli	Fossenever
	Menegazzia terebrata	Skoddelav
Moser	Amblystegium varium	Flokekrypmose
	Fissidens pusillus	Grannlommose
	Meesia longiseta	Stakesvanemose
	Scapania massalongi	Råtetvebladmose
	Sphagnum wulfianum	Huldretorvmose
	Tayloria splachnoides	Setertrompetmose
Insekt.	Aeshna cyanea	Blågrønn øyestikker
	Aeshna subarctica	Torvmoseøyestikker
	Brachytron pratense	Vårøyestikker
	Calopteryx virgo	Blåvingevannymfe
	Coenagrion armatum	Armert blåvannymfe
	Coenagrion johanssoni	Nordisk blåvannymfe
	Coenagrion lunulatum	Måneblåvannymfe
	Coenagrion puella	Sørlig blåvannymfe
	Cordulegaster boltoni	Kongeøyestikker
	Leucorrhinia albifrons	Grå torvlibelle
	Leucorrhinia caudalis	Vannlilje-torvlibelle
	Leucorrhinia pectoralis	Stor torvlibelle
	Libellula depressa	Bred blålibelle
	Orthetrum coerulescens	Liten blålibelle
	Somatochlora arctica	Myr-matalløyestikker
	Somatochlora alpestris	Fjell-matalløyestikker
	Somatochlora flavomaculata	Gulflekket metalløyestikker
	Sympetrum flaveolum	Gulvinget høstlibelle
	Sympetrum sanguineum	Blodrød høstlibelle
	Sympetrum vulgatum	Sørlig høstlibelle
	Protonemura intricata	
Sopp	Alnicola alnetorum	Glimmerbrunhatt
	Bovista paludosa	Myrrøysopp
	Entoloma dysthaloides	
	Gyrodon lividus	Orerørsopp
	Kavinia himantia	Narrepiggsopp
	Laeticorticium lundellii	
	Lepiota pseudoasperula	
	Marasmius siccus	Taigaseigsopp
	Mycena oregonensis	Kromgul bregnehette
	Mycena picta	Sylinderhette
	Protodontia subgelatinosa	Løvpiggbevne
	Russula alnetorum	Skarp orekremle
	Trametes suaveolens	Aniskjuke
	Tricholoma cingulatum	Grå ringmusserong
Insekt.	Adicella reducta	
	Beraea maurus	
	Beraeodes minutus	
	Chimarra marginata	
	Erotesis baltica	
	Glossosoma conformis	
	Hagenella clathrata	
	Hydropsyche silfvenii	
	Hydroptila occulta	
	Lype reducta	
	Semblis atrata	
	Setodes argentipunctellus	
	Triaenodes unanimitis	
	Wormaldia occipitalis	



Tabell 8. Rødlisterarter knyttet til rikmyr.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn
Karpl.	<i>Carex acutiformis</i>	Stautstarr
	<i>Carex elata</i>	Bunkestarr
	<i>Carex heleonastes</i>	Huldrestarr
	<i>Carex laxa</i>	Finnmarkstarr
	<i>Carex paniculata</i>	Toppstarr
	<i>Dactylorhiza cruenta</i>	Blodmarihand
	<i>Dactylorhiza incarnata</i>	Engmarihand
	<i>Dactylorhiza lapponica</i>	Lappmarihand
	<i>Dactylorhiza traunsteineri</i>	Smalmarihand
	<i>Epipactis palustris</i>	Myrflangre
	<i>Microstylis monophyllos</i>	Knottblom
	<i>Ranunculus lingua</i>	Kjempesoleie
	<i>Rumex hydrolapathum</i>	Kjempehøymol
	<i>Saxifraga hirculus</i>	Myrsildre
Sommerf.	<i>Crambus silvella</i>	
	<i>Pammene luedersiana</i>	
Moser	<i>Phalonidia minimana</i>	Myrkleggvikler
	<i>Drepanocladus sendtneri</i>	Nerveklo
	<i>Hamatocaulis vernicosus</i>	Alvemose
	<i>Jamesoniella undulifolia</i>	Krusøremose
	<i>Lophozia laxa</i>	Torvflik
	<i>Scapania degenii</i>	Enkornrtvebladmose
Sopp	<i>Ascocoryne turficola</i>	Sumpfiolbeger

Tabell 9. Rødlisterarter knyttet til (nordvendte) bergvegger.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn
Lav	<i>Bryoria smithii</i>	Pigg trollskjegg
	<i>Cladonia fragilissima</i>	Skjørbeger
	<i>Pseudocyphellaria intricata</i>	Randprikklav
	<i>Pseudocyphellaria norvegica</i>	Kystprikklav
	<i>Sphaerophorus melanocarpus</i>	Kystkorallav
	<i>Sticta canariensis</i>	Skjellporelav
Moser	<i>Cephaloziella massalongi</i>	Tannpistremose
	<i>Cynodontium sueticum</i>	Storskortemose
	<i>Didymodon glaucus</i>	Blåkurlmose
	<i>Eurhynchium pumilum</i>	Trådmoldmose
	<i>Herbertus aduncus</i>	Kløftgrimemose
	<i>Herbertus stramineus</i>	Fossegrimemose
	<i>Leptoscyphus cuneifolius</i>	Goldmose
	<i>Plagiochila exigua</i>	Kløfthinnemose
	<i>Plagiochila norvegica</i>	Tagghinnemose
	<i>Seligeria campylopora</i>	Krokblygmose

Tabell 10. Rødlisterarter knyttet til flommarkskog.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn
Karpl.	<i>Salix daphnoides</i> ssp. <i>dapnoides</i>	Vanlig doggpil
Moser	<i>Amblystegium humile</i>	Snurpkrypmose
	<i>Amblystegium saxatile</i>	Stjernekrøpmose
	<i>Herzogiella turfacea</i>	Sigdfauskmose
	<i>Myrinia pulvinata</i>	Skvulpmose
	<i>Plagiothecium latebricola</i>	Orejamnemose
Sopp	<i>Scapania apiculata</i>	Fakkeltvebladmose
	<i>Phlebia lindtneri</i>	
	<i>Scabropeziza flavovirens</i>	

Tabell 11. Rødlisterarter knyttet til raviner.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn
Moser	<i>Fissidens exilis</i>	Grøftelommose
	<i>Frullania oakesiana</i>	Oreblæremose
Sopp	<i>Alnicola suavis</i>	Duftbrunhatt
	<i>Amanita friabilis</i>	Orefluesopp
	<i>Entoloma euchroum</i>	Indigorødsdivesopp
	<i>Mycena arcangeliana</i>	Jodoformhette
	<i>Mycena pelianthina</i>	Lundhette
	<i>Russula pseudointegra</i>	Rød eikekremle
	<i>Tectella patellaris</i>	Velumlærhette

Tabell 12. Rødlisterarter knyttet til bekkekløfter.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn
Karpl.	<i>Clematis alpina</i>	Skogranke
	<i>Cystopteris sudetica</i>	Sudetlok
	<i>Diplazium sibiricum</i>	Russeburkne
Lav	<i>Pannaria confusa</i>	Fossefiltlav

Tabell 13. Rødlisterarter knyttet til rasmarkområder.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn
Krypd.	<i>Coronella austriaca</i>	Slettsnok
Biller	<i>Oberea linearis</i>	Hasselbukk
Karpl.	<i>Bromus ramosus</i>	Bergfaks
	<i>Vicia pisiformis</i>	Ertevikke
Sommerf.	<i>Parnassius mnemosyne</i>	Mnemosynesommerfugl
	<i>Perittia herrichiella</i>	
	<i>Sabra harpagula</i>	Praktsigdvinge
Moser	<i>Dicranum fulvum</i>	Nervesigd
	<i>Eurhynchium striatulum</i>	Bergmoldmose
Insekt.	<i>Psophus stridulus</i>	Klapregrashoppe



Tabell 14. Rødlisterarter knyttet til hagemarkskoger.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn
Fugl	<i>Emberiza hortulana</i>	Hortulan
	<i>Jynx torquilla</i>	Vendehals
Lav	<i>Cetrelia olivetorum</i>	Praktlav
	<i>Heterodermia speciosa</i>	Elfenbenslav
	<i>Hypotrachyna laevigata</i>	Grå buktkrinslav
	<i>Hypotrachyna sinuosa</i>	Gul buktkrinslav
	<i>Leptogium burgessii</i>	Kranshinnelav
	<i>Pannaria ignobilis</i>	Skorpefiltlav
	<i>Pannaria sampaiana</i>	Kastanjelav
	<i>Physcia semipinnata</i>	Kystrosettlev
	<i>Physconia detersa</i>	Brundogglav
	<i>Punctelia subrudecta</i>	Grå punktlav
	<i>Usnea florida</i>	Blomsterstry
Sommerf.	<i>Carterocephalus silvicolus</i>	Svartflekk Smyger
	<i>Ecliptopera capitata</i>	
	<i>Elachista argentella</i>	
	<i>Elachista elegans</i>	
	<i>Elachista megerella</i>	
	<i>Eupithecia tripunctaria</i>	
	<i>Lycaena helle</i>	Fiolett gullvinge
	<i>Pediasia contaminella</i>	
	<i>Plebejus argyrognomon</i>	Lakrismjeltblåvinge
	<i>Protodeltote pygarga</i>	
Sopp	<i>Elaphomyces anthracinus</i>	Svartløpekule
	<i>Holwaya mucida</i>	Lindebeger
	<i>Inonotus tomentosus</i>	Filtjuke
	<i>Meripilus giganteus</i>	Storkjuke
	<i>Phlebia cretacea</i>	
	<i>Piptoporus quercinus</i>	Eikejuke
	<i>Polyporus umbellatus</i>	Skjermjuke
	<i>Pulveroboletus gentilis</i>	Gullrørsopp
	<i>Sarcosoma globosum</i>	Svartgubbe
	<i>Trametes gibbosa</i>	Bøkejuke

Tabell 15. Rødlisterarter knyttet til naturbeiteområder.

Gruppe	Latinsk navn	Norsk navn
Karpl.	<i>Botrychium matricariifolium</i>	Huldrenøkkel
	<i>Carex hartmanii</i>	Hartmannsstarr
	<i>Centaurea phrygia</i>	Parykk-knopput
	<i>Dactylorhiza purpurella</i>	Purpurmarihand
	<i>Dactylorhiza sambucina</i>	Søstermarihand
	<i>Glyceria plicata</i>	Sprikesøtgras
	<i>Herminium monorchis</i>	Honningblom
	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	Skjoldblad
	<i>Leucorchis albida</i> ssp. <i>albida</i>	Kvitkurle
	<i>Melampyrum cristatum</i>	Kammarimjelle
	<i>Nigritella nigra</i>	Svartkurle
Sommerf.	<i>Agonopterix hypericella</i>	
	<i>Agriphila biarmica</i>	
	<i>Athetis pallustris</i>	
	<i>Bucculatrix latviaella</i>	
	<i>Coenonympha arcania</i>	Perleringvinge
	<i>Coenonympha hero</i>	Heroringvinge
	<i>Diasemia reticularis</i>	
	<i>Dichrorampha consortana</i>	
	<i>Digitivalva arnicella</i>	
	<i>Eucosma scorzonera</i>	
	<i>Eupithecia pulchellata</i>	Revebjelledvergmåler
	<i>Fabriciana niobe</i>	Niobeperlemorvinge
	<i>Idaea muricata</i>	
	<i>Issoria lathonia</i>	Sølvkåpe
	<i>Macrochilo cribrumalis</i>	
	<i>Nemophora minimella</i>	
	<i>Phyllonorycter nigrescentella</i>	
	<i>Selenodes karelica</i>	
	<i>Zygaena lonicerae</i>	5-prikket bloddråpesvermer

Sopp	Camarophylloopsis foetens	Stanknarrevokssopp
	Camarophylloopsis schulzeri	Gulbrun narrevokssopp
	Clavaria amoenoides	Vridd køllesopp
	Clavaria fumosa	Røykfarget køllesopp
	Clavaria incarnata	
	Clavaria pullei	
	Clavaria rosea	Rosa køllesopp
	Clavaria straminea	Halmgul køllesopp
	Clavaria tenuipes s. Corner	
	Clavaria zollingeri	Fiolett greinkøllesopp
	Clavulinopsis cineroides	
	Clavulinopsis fusiformis	
	Dermoloma cuneifolium	Rosabrun grynmusserong
	Dermoloma pseudocuneifolium	Narregrynmusserong
	Entoloma ameides	Grå duftørskivesopp
	Entoloma bloxamii	Praktrørskivesopp
	Entoloma caeruleopolitum	Glassblå rødskivesopp
	Entoloma caesiocinctum	
	Entoloma carneogriseum	
	Entoloma cruentatum	
	Entoloma dichroum	
	Entoloma exile	
	Entoloma formosum	Bronserørskivesopp
	Entoloma griseocyaneum	Lillagrå rødskivesopp
	Entoloma incanum	Grønn rødskivesopp
	Entoloma mougeotii	Fiolett rødskivesopp
	Entoloma neglectum	
	Entoloma olivaceotinctum	
	Entoloma porphyrophaeum	Lillabrun rødskivesopp
	Entoloma scabropellis	
	Entoloma sodale	
	Entoloma velenovskyi	
	Entoloma weholtii	
	Geastrum elegans	Navlejordstjerne
	Geoglossum fallax	Skjelljordtunge
	Geoglossum glutinosum	Sleip jordtunge
	Geoglossum hakelieri	Røykbrun jordtunge
	Geoglossum simile	Trolljordtunge
	Geoglossum uliginosum	Sumpjordtunge
	Geoglossum umbratile	Brunsvart jordtunge
	Hygrocybe aurantiosplendens	Gyllen vokssopp
	Hygrocybe citrinovirens	Grønn gul vokssopp
	Hygrocybe colemanniana	Brun engvokssopp
	Hygrocybe fornicata	Musserongvokssopp
	Hygrocybe glutinipes	Limvokssopp
	Hygrocybe ingrata	Rødnende lutvokssopp
	Hygrocybe mucronella	Bitter vokssopp
	Hygrocybe persistens	Spissvokssopp
	Hygrocybe quieta	Rødskivevokssopp
	Langermannia gigantea	Kjemperøyksopp
	Lepista luscina (coll.)	Engridderhatt
	Melanoleuca verrucipes	Skrubbmunkehatt
	Microglossum olivaceum	Oliventunge
	Mycena latifolia	Alvehette
	Porpoloma metapodium	Grå narremusserong
	Ramariopsis kunzei	Hvit småfingersopp
	Ramariopsis subtilis	Elegant småfingersopp
	Stropharia albonitens	Hvit kragesopp
	Stropharia inuncta	Grå kragesopp
	Urnula hiemalis	Svartpokal

---



